

Toni Meriläinen
Antti Lindfors

Vedenalaisen melun hallinta

Pilottiprojekti



Toni Meriläinen, Antti Lindfors

Vedenalaisen melun hallinta

Pilottiprojekti

Liikenneviraston tutkimuksia ja selvityksiä 20/2018

Liikennevirasto

Helsinki 2018

Kannen kuva: Teuvo Salmenjoki / vastavalo.net

Verkkojulkaisu PDF (www.liikennevirasto.fi)

ISSN-L 1798-6656

ISSN 1798-6664

ISBN 978-952-317-533-4

Liikennevirasto

PL 33

00521 HELSINKI

Puhelin 0295 34 3000

Toni Meriläinen ja Antti Lindfors: Vedenalaisen melun hallinta – Pilottiprojekti. Liikennevirasto, kunnossapito. Helsinki 2018. Liikenneviraston tutkimuksia ja selvityksiä 20/2018. 54 sivua ja 1 liite. ISSN-L 1798-6656, ISSN 1798-6664, ISBN 978-952-317-533-4.

Avainsanat: meriliikenne, satamat, lastaus, tehokkuus, melu, meluntorjunta, vedenalainen luonto

Tiivistelmä

Vedenalaisen melun hallinta - pilottihankkeessa selvitettiin yhteistyössä Liikenneviraston kanssa miten suurten vesistörakennushankkeiden aiheuttama vedenalainen melu tulisi huomioida osana hankkeiden rakennusaikaista ympäristötarkkailua. Lisäksi selvitettiin mitä vaikutuksia sillä voi olla hankkeiden ympäristövaikutusten arviointiin, lupakäytäntöihin, toteutukseen sekä aikatauluihin tulevaisuudessa.

Ensimmäisessä vaiheessa kerättiin vedenalaista äänidataa tallentavilla hydrofoneilla Rauman väylähankkeen vesirakentamisen aiheuttamista melutapahtumista. Mittaus-ten aikana suurimmat äänenpainetasojen aiheuttajat olivat louhinnan yhteydessä tehtävät räjäytykset ja ruoppaustöihin liittyvä lisääntynyt alusliikenne. Räjäytys synnyttää impulssimaisen ja hyvin voimakkaan paineaallon. Lisääntyvän alusliikenteen myötä hetkellisten äänenpainetasojen nousujen määrä lisääntyi verrattuna ns. normaalitilanteeseen. Suurin luonnolliseen taustameluun vaikuttava tekijä on tuuli ja siitä muodostuva aallokko. Rakentamistöihin liittyvä vedenalainen poraus sekä paalutus ovat myös merkittäviä yksittäisiä melua aiheuttavia toimenpiteitä. Paalutusta ei Rauman pilottihankkeessa tehty.

Toisessa vaiheessa analysoitiin melutapahtumia sekä mallinnettiin melun leviämis-alueen laajuutta ja vaikutuksia eri kalalajeihin ja merinisäkkäisiin. Louhinnan altistus-alueet pyöriäisen ja hylkeen mahdolliselle tilapäiselle kuulonalenemalle ulottuivat noin 1500 metriin ja pysyväälle kuulonalenemalle noin 500 metriin. Kaloille altistusalue jäi tapahtuman lähikenttään. Paalutuksen osalta mallissa käytettiin aikaisempiin tutkimuksiin pohjautuvaa äänialtistustasoa. Altistusalue pyöriäisen ja hylkeen mahdolliselle tilapäiselle kuulonalenemalle ulottuivat 2000–4000 metriin ja pysyväälle kuulonalenemalle noin 500 metriin. Kaloille kuolettavan vamman altistusalue ulottui noin 200 metriin. Melun etenemiseen vaikuttaa alueen vesisyvyys, veden suolapitoisuus ja lämpötila sekä näistä aiheutuva kerrostuneisuus. Lisäksi äänen taajuus sekä merenpohjan ja merenpinnan olosuhteet vaikuttavat äänen heijastumiseen ja absorboitumiseen. Melun haitallisuuteen vaikuttavat melun voimakkuuden lisäksi altistusaika, äänienergian jakautuminen eri taajuuksille, melun laatu sekä lajin yksilöllinen herkkyys melulle.

Kolmannessa vaiheessa selvitettiin keinoja meluvaikutusten vähentämiseksi sekä arvioitiin melumittausten ja melun vähentämisen aiheuttamia kustannuksia ja aika-tiluvaikutuksia luvitukseen sekä hankkeiden läpivientiin. Paalutusmelun voimakkuuteen vaikuttavat paalutustekniikka, pohjan koostumus, iskuvoimakkuus ja paalukoko. Räjähdyksestä syntyvän shokkiaallon voimakkuuteen voidaan vaikuttaa räjähdysten latauskoolla. Ympäristöön kulkeutuvan äänen voimakkuutta voidaan pyrkiä vähentämään esimerkiksi ilmaverhoilla tai muilla ääntä vaimentavilla rakenteilla tai käyttä-

mällä hiljaisempia tekniikoita esimerkiksi paalutuksessa. Myös kalojen ja merinisäkkäiden karkotus alueelta karkottimilla tai melun vaiheittaisella kasvattamisella voi tulla kyseeseen riippuen työskentelytavasta.

Lieventämistoimenpiteiden kustannusten arvioiminen on suuresti riippuvainen toteutettavan hankkeen kokoluokasta. Esimerkiksi pienen louhintakentän ympäröinti kuplaverholla on kustannuksiltaan huomattavasti vähäisempi kuin suuren louhintakentän toteuttaminen pienemmillä panostuksilla ja louhintakentillä. Hankkeen kokoluokasta riippumatta lieventämistoimien osuus hankkeen kokonaiskustannuksista saattaa nousta korkeaksi.

Vesirakentamisen yhteydessä tehtävillä melumittauksilla on tärkeää saada kartoitettua eri melutapahtumien leviämisalueet. Altistusalueet ja vaikutuksen merkittävyys riippuvat arvioitavasta eläimestä, melutapahtuman luonteesta ja voimakkuudesta, käytettävissä olevista vähentämiskeinoista sekä ympäristön akustisista ominaisuuksista. Tämän takia melumittauksista saadun tutkimustiedon myötä voitaisiin jo aikaisessa vaiheessa arvioida, vaatiiko hankkeen luvitus yksityiskohtaista mallintamista tai seurantaa. Vedenalaisen melun huomioiminen voisi tapahtua hankkeen aiheuttaman melun suuruuden ja ympäristön herkkyyden mukaisesti esimerkiksi kolmella eri tasolla:

1. Arvioidaan vedenalainen melu yleisellä tasolla, esimerkiksi kirjallisuuteen ja toteutettuihin melumittauksiin perustuen, jolloin myös vaikutukset arvioidaan yleisellä tasolla
2. Mallinnetaan vedenalaisen melun taso ja vaikutusalue sekä toteutetaan vaikutusten arviointi mallinnusaineistoon pohjautuen
3. Toteutetaan mallinnus ja vaikutusten arviointi tason 2 mukaisesti sekä todennetaan vedenalaisen melun taso (mahdollisesti myös sen aiheuttama vaikutus) herkkien kohteiden osalta myös töiden aikaisella tarkkailulla

Toni Meriläinen och Antti Lindfors: Hantering av undervattensbuller – ett pilotprojekt. Trafikverket, drift och underhållning. Helsingfors 2018. Trafikverkets undersökningar och utredningar 20/2018. 54 sidor och 1 bilaga. ISSN-L 1798-6656, ISSN 1798-6664, ISBN 978-952-317-533-4.

Sammanfattning

Pilotprojektet Hantering av undervattensbuller utredde i samarbete med Trafikverket hur undervattensbuller orsakat av stora projekt inom vattendragsbyggande borde beaktas som en del av projektens miljöobservation under byggtiden. Dessutom utreddes vilka effekter detta i framtiden kan få för projektens miljökonsekvensbedömning, tillståndspraxis, genomförande och tidsplaner.

I den första fasen spelade man med hydrofoner in undervattensljuddata från bullerhändelser orsakade av vattenbyggnad vid ett farledsprojekt i Raumo. Under mätningarna var sprängningar som utfördes vid brytning och ökad fartygstrafik i anslutning till muddringar de största orsakerna till ljudtrycksnivåer. Sprängning orsakar en mycket kraftig tryckvåg av impulskaraktär. I och med den ökade fartygstrafiken ökade antalet tillfälliga höjningar av ljudtrycksnivåer jämfört med en s.k. normalsituation. Den största faktorn som påverkar det naturliga bakgrundsljudet är vinden och de vågor som vinden orsakar. Även borning och pålning under vatten i anslutning till byggarbeten är betydande enskilda åtgärder som orsakar buller. Pålning ingick inte i pilotprojektet i Raumo.

I den andra fasen analyserades bullerhändelser och modellerades omfattningen av bullrets spridningsområde och effekter på olika fiskarter och marina däggdjur. Vid brytning sträckte sig exponeringsområdet där en tumlare eller säl riskerar tillfällig hörselnedsättning cirka 1500 meter och för bestående hörselnedsättning cirka 500 meter. För fiskar inskränkte sig exponeringsområdet till händelsens närfält. För pålning användes i modellen en ljudexponeringsnivå baserad på tidigare undersökningar. Exponeringsområdet där en tumlare eller säl riskerar tillfällig hörselnedsättning sträckte sig cirka 2000–4000 meter och för bestående hörselnedsättning cirka 500 meter. För fiskar sträckte sig exponeringsområdet för dödlig skada cirka 200 meter. Hur buller sprids beror på områdets vattendjup, vattnets salthalt och temperatur samt den skiktning som dessa orsakar. Dessutom påverkar ljudets frekvens och förhållandena på havsbotten och havsytan hur ljudet reflekteras och absorberas. Bullrets skadlighet påverkas förutom av bullervolym även av exponeringstid, av hur ljudenergin fördelas på olika frekvenser, av bullerkvalitet och av artens specifika känslighet för buller.

I den tredje fasen utreddes metoder för att reducera bullereffekter samt bedömdes de kostnader och konsekvenser för tidsplanen som bullermätningar och bullerreducering har för tillståndspraxis och för projektens genomförande. Pålningsbullrets styrka påverkas av pålningsteknik, bottenstruktur, slagstyrka och pålstorlek. Styrkan hos den chockvåg som en explosion orsakar kan påverkas genom storleken på laddningen. Man kan försöka minska styrkan hos ljudet som sprider sig till omgivningen till exempel med lufttridåer eller andra ljuddämpande konstruktioner eller genom att använda tystare tekniker vid t.ex. pålning. Man kan även använda skrämmor eller stegvis ökat buller för att skrämja bort fiskar och maritima däggdjur från området, beroende på arbetsmetod.

Bedömningen av kostnaderna för lindringsåtgärderna är i hög grad beroende av storleksklassen på det aktuella projektet. Att till exempel omge ett litet brytningsområde med bubbelridå kan göras till betydligt lägre kostnader än att genomföra ett stort brytningsområde med mindre laddningar och brytningsområden. Oberoende av projektets storleksklass kan lindringsåtgärdernas andel av projektets totalkostnader bli hög.

Det är viktigt att spridningsområdena för olika bullerhändelser kan kartläggas med de bullermätningar som görs vid vattenbyggnad. Exponeringsområdena och vilken betydelse påverkan har beror på djuret som bedöms, bullerhändelsens karaktär och styrka, vilka reduceringsmetoder som står till förfogande och på omgivningens akustiska egenskaper. I och med forskningsrön från bullermätningar kunde man därför redan i ett tidigt skede bedöma om tillståndsprocessen för projektet kräver detaljerad modellering eller uppföljning. Beaktandet av undervattensbuller kunde i enlighet med omfattningen på det buller som projektet orsakar och omgivningens känslighet ske på tre nivåer:

1. Undervattensbullret bedöms på allmän nivå, till exempel utifrån litteratur och genomförda bullermätningar, varvid även effekterna bedöms på allmän nivå
2. Nivån på undervattensbullret och influensområdet modelleras och en konsekvensbedömning genomförs utifrån modelleringsmaterialet
3. Modelleringen och konsekvensbedömningen genomförs i enlighet med nivå 2, och nivån på undervattenbullret för känsliga objekt verifieras (eventuellt även den konsekvens det orsakar) även genom observationer under arbetets gång

Toni Meriläinen and Antti Lindfors: Underwater noise mitigation – Pilot project. Finnish Transport Agency, Maintenance. Helsinki 2018. Research reports of the Finnish Transport Agency 19/2018. 54 pages and 1 appendix. ISSN-L 1798-6656, ISSN 1798-6664, ISBN 978-952-317-533-4.

Abstract

The underwater noise management pilot project was carried out in cooperation with the Finnish Transport Agency, in order to study how underwater noise caused by large-scale marine construction projects can be taken into account in environmental monitoring during construction work. The effects of underwater noise on future environmental impact assessments, permit practices, and the implementation and scheduling of projects were also investigated.

In the first phase, underwater acoustic data on noise events caused by marine construction in the Rauma waterway project was recorded using hydrophones. During the measurements, the largest causes of changes in acoustic pressure level were excavations by blasting and increased vessel traffic due to dredging work. Explosions create impulsive and very powerful pressure waves. As a result of increased vessel traffic, the number of momentary increases in acoustic pressure level was higher than the so-called baseline. The largest cause of natural ambient noise is wind and the resulting waves. Individual stages of construction causing significant noise also include underwater drilling and pile driving work. The Rauma pilot project did not involve pile driving work.

In the second phase of the study, the noise events were analysed and the range of the noise and its effects on various species of fish and marine mammals were modelled. It was found that the noise caused by excavations exposed porpoises and seals to a risk of temporary hearing loss at a distance of up to approx. 1,500 metres and to permanent hearing loss at approx. 500 metres. In the case of fish, the range of exposure was confined to the immediate vicinity of the event. With regard to pile driving work, the model used a noise exposure level based on previous studies. In this case, the noise events exposed porpoises and seals to a risk of temporary hearing loss at a distance of up to approx. 2,000-4,000 metres and to permanent hearing loss at approx. 500 metres. Fish were exposed to fatal injuries at a distance of up to 200 metres. The travel of noise under water is affected by the water's depth, salinity and temperature and their resulting stratification. Furthermore, the audio frequency of the noise as well as seabed and surface conditions affect the reflection and absorption of noise. Besides sound volume, the harm caused by noise is also influenced by the exposure time, the distribution of sound energy between frequencies, noise quality, and species-specific sensitivity to noise.

In the third phase, measures for reducing the effects of noise were investigated, and noise measurements and noise reduction measures were assessed based on their financial impact and effects on the scheduling of the permit process and implementation of projects. The sound volume of noise caused by pile driving is influenced by the technology used, the composition of the seabed, and the impact force and size of the pile used. The intensity of shock waves caused by explosions can be influenced by adjusting the size of the charge. The sound volume of noise released into the environment can be minimised through the use of air curtains or other sound

dampening structures, or by utilising technologies that cause lower noise levels in, for example, pile driving work. Depending on the working method used, measures aimed at repelling fish and marine mammals from the area using repellents or through a gradual increase in noise levels may also be possible.

Any assessment of the costs of these mitigating measures is highly dependent on the scale of the project in question. For example, the envelopment of a small excavation area with a bubble curtain causes significantly lower costs than the implementation of a large excavation area with reduced charge sizes and excavations. Regardless of the scale of the project, the costs of noise mitigation measures may constitute a significant share of the overall project costs.

Noise level measurements performed during marine construction are essential to assessing the exposure ranges of various noise events. The range and effects of exposure depend on the affected species, the nature and volume of the noise event, possible noise reduction measures used, and the acoustic properties of the environment. As a result, research data obtained from noise measurements can be used, at an early stage of the project, to assess whether the permit should stipulate detailed modelling or monitoring. A possible way to account for underwater noise is the following three-level approach based on the volume of noise caused by the project and the sensitivity of the affected environment. The three levels are as follows:

1. The underwater noise and its effects are assessed at a general level based on, for example, previous studies and existing noise measurements
2. The noise level and affected range of the underwater noise are modelled and an impact assessment is performed based on the data modelling
3. A data modelling and impact assessment are carried out as in level 2, and the levels of underwater noise (including its possible effects) in sensitive environments are monitored during the project

Esipuhe

Vedenalaisen melun hallinta - pilottiprojekti on Liikenneviraston toimeksiantona toteutettu selvitys, jonka tarkoituksena oli tutkia miten vedenalainen melu tulisi ottaa huomioon osana vesirakentamisen ympäristötarkkailua.

Vuosina 2016–2018 toteutetun selvityksen on laatinut Luode Consulting Oy:n Toni Meriläinen ja Antti Lindfors. Osana työtä Kala- ja vesitutkimus Oy:n Sauli Vatanen on selvittänyt kalojen ja merinisäkkäiden kuuloon liittyviä tutkimuksia. Lisäksi Sauli Vatanen sekä Sitowise Oy:n Merilin Vartia ovat arvioineet melumittausten vaikutusta hankkeiden luvitukseen, aikatauluun, toteutettavuuteen sekä kustannuksiin. Vesi-rakentamisen asiantuntijana on ollut Paavo Lyytinen Sitowise Oy:stä. Olli Holm on toiminut hankkeessa Liikenneviraston edustajana.

Helsingissä maaliskuussa 2018

Liikennevirasto
Kunnossapito-osasto

Sisältö

1	JOHDANTO	11
2	VEDENALAINEN ÄÄNIMAISEMA.....	12
2.1	Vedenalaisen äänen ominaisuudet	12
2.2	Vedenalaisen melun käsitteet ja suureet	12
2.3	Ihmisperäiset vedenalaiset äänet.....	13
2.4	Ääni Itämerellä.....	14
3	KALOJEN JA MERINISÄKKÄIDEN KUULO	15
3.1	Kuulojatkumo ja kuulokynnys	15
3.2	Mihin kuuloaistia tarvitaan?	17
4	IHMISPERÄISEN ÄÄNEN VAIKUTUS KALOIHIN JA MERINISÄKKÄISIIN	18
4.1	Peitevaikutus, stressi ja käyttäytymismuutokset	18
4.2	Kalojen kuulon heikkeneminen	20
4.3	Voimakkaan paineaallon vaikutus kaloihin/kudosvauriot	21
4.4	Raja-arvot äänialtistukselle	23
5	VEDENALAISET MELUMITTAUKSET	26
5.1	Mittausten suorittaminen ja aineiston käsittely	26
5.2	Taustamelu ja aikasarjat	30
5.3	Louhinta.....	32
5.4	Ruoppaaminen	34
5.5	Laivaliikenne.....	35
5.6	Paalutus.....	36
6	VEDENALAISEN MELUN ETENEMISMALLI	38
6.1	Paalutus.....	38
6.2	Louhinta.....	40
6.3	Ruoppaaminen	41
7	MELUMITTAUKSET JA LUVITUS	43
7.1	Ohjeistukset ja raja-arvot.....	43
7.2	Vedenalaisen melun vähentäminen	43
7.3	Vaikutukset hankkeelle.....	46
7.3.1	Luvitus	46
7.3.2	Aikataulu	46
7.3.3	Kustannukset ja toteutettavuus.....	47
8	JOHTOPÄÄTÖKSET JA SUOSITUKSET	48
	LÄHTEET	49
	LIITTEET	
Liite 1	Mittausdata (aikasarjat)	

1 Johdanto

Vedenalainen melu voi aiheuttaa väliaikaisia tai jopa pysyviä haittoja kaloille ja merinisäkkäille. Ihmistoiminnasta aiheutuvan melun on havaittu aiheuttavan kuulonalenemaa, fysiologisia stressireaktioita sekä muutoksia käyttäytymisessä. Edellä mainittujen vaikutusten lisäksi melu vaikeuttaa myös luonnollisten signaalien havainnoimista.

Vesirakentamisen aiheuttama vedenalainen melu on noussut esille myös viranomaiskeskusteluissa osana vesistörakennushankkeiden aiheuttamia ympäristövaikutuksia. Useat Euroopan maat ovat määrittäneet ympäristölle haitallisia vedenlaisia melutasoja, kuten myös standardeja vedenalaisen melun mittaamiseen, analysointiin ja raportointiin (Andersson, ym., 2016).

Tässä pilottihankkeessa selvitettiin yhteistyössä Liikenneviraston kanssa miten suurten vesistörakennushankkeiden aiheuttama vedenalainen melu tulisi huomioida osana hankkeiden rakennusaikaista ympäristötarkkailua ja mitä vaikutuksia sillä voi olla hankkeiden ympäristövaikutusten arviointiin, lupakäytäntöihin, toteutukseen sekä aikatauluihin tulevaisuudessa.

Hankkeen tavoitteena oli testata menetelmiä, joilla vesistörakentamisen meluvaikutukset saadaan mitattua sekä kehittää tulosten analysointi- ja esityskäytäntöjä sekä selvittää mahdollisuutta simuloida meluvaikutuksia jo hankkeiden suunnittelu- vaiheessa. Lisäksi hankkeessa pyrittiin selvittämään keinoja, joilla melun vaikutuksia elolliseen luontoon pystytään mittaamaan Itämeren olosuhteissa sekä erityisesti syvyysolosuhteiltaan vaihtelevilla rannikkoalueilla. Hankkeen tavoitteena oli lisäksi tuottaa tietoa niistä tekijöistä, joiden avulla saadaan kohdistettua vedenalaisen melun mittaukset tulevaisuudessa oikein niihin alueisiin, hankkeisiin ja toimintoihin, joissa tuloksilla on tosiasiallista merkitystä kestävä kehityksen toteutumisessa. Tutkittavaksi kohteeksi valittiin Rauman väylähanke. Hankkeessa 10 metrin väylä syvennettiin 12 metrin kulkusyvyyyteen. Rakennustyöt alkoivat huhtikuussa 2016 ja väylä otettiin käyttöön vuoden 2017 lopulla.

Ensimmäisessä vaiheessa kerättiin äänidataa vedenalaisilla melumittauksilla alueelta yli kolmen kuukauden ajan jatkuvalla tallennuksella neljästä eri mittauspisteestä. Toisessa vaiheessa analysoitiin melutapahtumia sekä määritettiin melun leviämisalueen laajuutta ja vaikutuksia eri kalalajeihin ja merinisäkkäisiin. Mittaustuloksien avulla laadittiin melunmallinnusohjelmistolla arviot eri toimenpiteiden aiheuttamasta melualtistuksesta ympäristöön. Kolmannessa vaiheessa pohdittiin keinoja meluvaikutusten vähentämiseksi. Lisäksi arvioitiin lyhyesti melumittausten ja melun vähentämisen aiheuttamia kustannuksia ja aikatauluvaikutuksia luvitukseen ja hankkeiden läpivientiin.

2 Vedenalainen äänimaisema

2.1 Vedenalaisen äänen ominaisuudet

Äänennopeus vedessä on noin 1500 m/s, kun taas ilmassa se on noin 340 m/s. Verrattuna ilmaan, ääni myös kulkee vedessä huomattavasti pidemmälle. Koska ääni kulkee eri tavalla ilmassa ja vedessä, on äänenpainetaso referenssiarvo vedessä 1 μPa , kun taas ilmassa se on 20 μPa . Ilmassa 0 dB vastaa ihmisen kuulorajaa, kun taas 130 dB:n vahvuinen ääni saa jo aikaan kipuaistimuksen. Johtuen erilaisista referenssiarvoista, desibelejä ilmassa ei voi suoraan verrata desibeliarvoihin vedessä. Arvoa 61,5 dB voidaan käyttää karkeana muunnosarvona (130 dB ääniaalto ilmassa vastaisi 191,5 dB ääntä vedessä), mutta johtuen väliaineen eroavaisuuksista ja erilaisesta ympäristöstä ja eliöiden kyvystä aistia ääntä, ei äänen vaikutusten suora vertailu maalla elävillä eläimillä tehtyihin tutkimuksiin ole yleensä mielekäästä (Finfer ym. 2008).

Matalat äänet (10–500 Hz) etenevät meressä pisimmälle, jonka vuoksi matalat, ihmisen tuottamat äänet ovat suuressa osassa merten taustakohinaa. Keskitäajuuden äänet (500 Hz–25 kHz) kantavat vain muutamia kymmeniä kilometrejä ja korkeataajuuksien (>25 kHz) äänen vaikutus on hyvin paikallista: ääni etenee vain muutamia kilometrejä (Hildebrand 2009). Äänen luonnollisia lähteitä ovat mm. maanjäristykset, tuulen synnyttämät aallot, merieläinten ääntely ja meriveden lämpökohina (Hildebrand 2009). Luonnon ja ihmisen toiminnasta syntyvät äänet luovat äänimaiseman, taustakohinan, jonka lävitse vedessä olevien eläinten pitää pystyä havaitsemaan akustisia signaaleja (Weilgart 2007).

2.2 Vedenalaisen melun käsitteet ja suureet

Äänenpainetasolla (Sound Pressure Level, SPL, yksikkö dB re 1 μPa) kuvataan usein jatkuvakestoisia äänitapahtumia, kuten laivaliikennettä, ruoppaamista, poraamista tai taustamelua. Äänenpainetaso ilmaisee äänen voimakkuuden mitatussa pisteessä desibeleinä (dB) mitattuna.

Äänialtistustaso (Sound Exposure Level, SEL) kuvaa yksittäisen impulssimaisen tapahtuman, kuten räjähdysen tai paalutuksen äänienergiaa. Se on riippuvainen melutapahtuman amplitudista sekä kestosta. Yleisesti kesto lasketaan yhden pulssin yli pulssin keskiosasta, joka sisältää 90 % energiasta.

Kumulatiivinen äänialtistustaso SEL(cum) edustaa kertyvää äänienergiaa, kun määritettynä ajanjaksona (esimerkiksi 24 tunnin aikana) on useita samanlaisia melutapahtumia.

Huippupainetaso (PEAK) edustaa tutkittavan tapahtuman maksimiäänepainetta mitattuna nolasta huippuun tiettyä ajankohtana. Myös tätä käytetään usein paalutus-tapahtuman tai räjähdysen analysoinnin yhteydessä.

Leq (5 min) on keskimääräinen tuotettu energia 5 minuutin välein koko tarkastelujakson aikana. Leq (1 h) on keskimääräinen tuotettu energia 1 tunnin välein koko tarkastelujakson aikana. Tilastollinen Ln-taso osoittaa mittausten prosenttiosuuden (5 %, 50 % ja 95 %) jolla äänenpainetaso on korkeampi kuin Ln-taso. Toisin sanoen L5 määrittää melupiikkejä, L50 keskimääräistä melutasoa tarkastelun kohteena olevana aikana ja L95 taustamelua.

Mittaustulosten esittämisessä käytetään välillä ns. taajuuspainotusta eli painotus-suodinta, jonka tarkoituksena on jäljitellä kuuloaistin herkkyyttä erikorkuisille äänille. Joiltain kalalajeilta painotuskäyrät puuttuvat eikä esimerkiksi pyöriäisten kohdalla menetelmää ole vielä standardoitu, joten tässä raportissa kaikki tasot ovat painottamattomia arvoja.

Toistuva altistus melulle tai altistuminen liian voimakkaalle melulle voi aiheuttaa kuulon tilapäisen heikkenemisen (TTS, temporary threshold shift), joka on siis ensioire siitä, että äänenpainetasot ovat olleet liian korkeat. Tilapäinen kuulonalenema voi olla havaittavissa jo melualtistuksen ensimmäisten tuntien aikana. Rasisustilanteesta alkanut tilapäinen kuulon heikentyminen saattaa jäädä pysyväksi, jolloin kyseessä on palautumaton, pysyvä kuulonalenema (PTS, permanent threshold shift).

2.3 Ihmisperäiset vedenalaiset äänet

Ihminen tuottaa ääntä meriin joko tarkoituksellisesti (kaikuluotaus, seismiset tutkimukset ja äänihäirintä) tai muun toimintansa sivutuotteena (laivaliikenne, ruoppaukset, paalutukset ja muut teollisuuden toimet) (Hildebrand 2009). Ihmisen aiheuttamia matalataajuisia ääniä meriin tulee pääasiassa laivaliikenteestä, seismisistä tutkimuksista ja öljyn ja kaasun etsinnästä sekä matalan taajuuden kaikuluotaimista (Hildebrand 2009). Esimerkiksi Tyynellämerellä syvänveden ympäristön ääni eli taustakohina 30–50 Hz:n taajuuksilla on kohonnut 2,5–3 desibelillä per vuosikymmen viimeisten neljäkymmenen vuoden aikana (McDonald ym. 2009) ja taustakohinan odotetaan voimistuvan edelleen (Hildebrand 2009). Vedenalaisen äänen kasvu on seurausta lisääntyneestä ihmistoiminnasta, sekä laivojen koon että lukumäärän kasvusta (Hildebrand 2009, McDonald ym. 2009). Myös öljy- ja kaasuteollisuuden äänipäästöt ovat kasvaneet, koska vedenalainen rakentaminen ja öljyn etsiminen on siirtynyt yhä syvempiin vesiin.

Matalataajuuksista kaikuluotausta käytetään merivoimissa laaja-alaiseen tarkkailuun, jonka tarkoituksena on havaita muiden valtioiden sukellusveneet. Myös yksityishenkilöt käyttävät kaupallisia kaikuluotaimia apuna navigoinnissa ja kalastuksessa. Nämä kaikuluotaimet toimivat n. 30–200 Hz taajuudella. Vaikka yksityishenkilöt käyttävät kaikuluotaimia pienemmillä tehoilla ja äänenvoimakkuustasoilla kuin sotilaallisessa käytössä olevat, ne ovat kuitenkin kaikkialla läsnä lisäämässä meren taustakohinaa. (Hildebrand 2009).

Rakentamisesta aiheutuvia vedenalaisia ääniä ovat mm. ruoppauksista ja räjäytyksistä aiheutuvat äänet, sekä lisääntynyt laivaliikenne alueella. Vedenalaiseen rakentamiseen liittyvää perustuspäälujen juntausta esimerkiksi siltoja ja tuulivoimapuistoja rakennettaessa pidetään yhtenä merkittävimmistä merieliöihin vaikuttavista äänistä. Paalutuksesta ja räjäytyksistä aiheutuvat äänet ovat lyhytaikaisia, mutta kuitenkin usein erittäin voimakkaita, ja kattavat laajan taajuusalueen (Popper & Hastings 2009). Myös esimerkiksi seismisiin tutkimuksiin käytetyt korkeapaineilmalla toimivat ilmatykit (seismic air guns) tuottavat vesiympäristöön voimakkaita ääniaaltoja (Popper ym. 2005).

2.4 Ääni Itämerellä

Itämeren äänimaisemaa on tutkittu BIAS (The Baltic Sea Information on the Acoustic Soundscape) -hankkeen yhteydessä. Hankkeessa on tehty äänimittauksia eri puolilla Itämeren. Mittauksissa on havaittu, että tuulen voimakkuus ja siitä seuraava aallon korkeus on määrittävänä tekijänä Itämeren taustakohinassa (Sairanen 2014, Fridström 2015). Laivaliikenne tuottaa myös oman osuutensa taustakohinaan. Kaukainen laivaliikenteen melu on aina läsnä Itämeren taustakohinassa erityisesti matalilla taajuuksilla (63 Hz ja 125 Hz, Sairanen 2014). Viiden kilometrin säteellä olevien laivojen tuottamat äänenpainetasot ylittävät taustakohinan äänenpainetasot.

Itämeri eroaa maailman valtameristä paitsi suolaisuutensa ja kokonsa, myös akustiikkansa puolesta. Esimerkiksi pohjoisella Suomenlahdella rikkonaiset pohjan muodot vaikuttavat hyvin paljon lahden akustisiin ominaisuuksiin: pehmeät pohjat absorboivat ja kovat pohjat heijastavat ääniaaltoja. Kohtalaisen matalalla Suomenlahdella erityisesti matalat taajuudet vaimenevat nopeammin verrattuna valtameriin (Pajala ym. 2016).

Poikkeuksena muista meristä, Itämeri myös jäätyy osittain talvisin ja äänenpainetasot laskevat jääpeitteisenä aikana, koska tuuli ei pääse vaikuttamaan taustameluun. Myös ihmisten vapaa-aikaan liittyvä aktiivisuus ja siitä aiheutuva melu vähenee talvisin ja on voimakkaimmillaan kesällä (Pajala ym. 2016, Sairanen 2014).

Itämerellä on myös paljon rahtiliikennettä, joka lisää taustakohinan äänenpainetasoja. Lisäksi Suomi, Viro ja Venäjä ovat 60-luvulta asti tehneet Suomenlahdella seismisiä mittauksia kaikuluotaamalla osana merenpohjan kartoitusta ja rakennushankkeita (Pajala ym. 2016). Ihmisen aiheuttama vedenalainen melu tulee todennäköisesti lisääntymään Suomenlahdella, ja Itämerellä kokonaisuutena, uusien rakennustöiden (tuulivoimapuistot, vedenalaiset kaapelit ja putket) ja lisääntyvän laivaliikenteen vuoksi (Pajala ym. 2016).

3 Kalojen ja merinisäkkäiden kuulo

3.1 Kuulojatkumo ja kuulokynnys

Itämeressä esiintyy vakituisesti neljä merinisäkkäslajia: pyöriäinen, kirjohylje, harmaa-hylje ja itämerennorppa. Monille merinisäkkäille on kehittynyt tarkka kuuloaisti. Pyöriäisellä on herkkä kuuloaisti, jonka taajuusalue on hyvin laaja. Lisäksi korkeammilla taajuuksilla kuulo on hyvin suuntaava, jolloin kaikuluotaus on vähemmän altis taustamelulle ja häiriöille. (Kastelein ym. 2005).

Hylkeiden korvat ovat hyvin mukautuneet elämiseen vedessä. Keskikorvassa on huokoinen kudosis, joka tasaa tärykalvoon kohdistuvaa painetta hylkeen sukeltaessa (Møhl 1967). Kirjohylkeiden kuuloalue ulottuu muutamasta sadasta Hertzistä jopa 50 kHz:in. Norppien ja harmaahylkeiden aisteja ei ole tutkittu yksityiskohtaisesti, mutta niiden uskotaan olevan samankaltaiset kuin muilla hyljelajeilla.

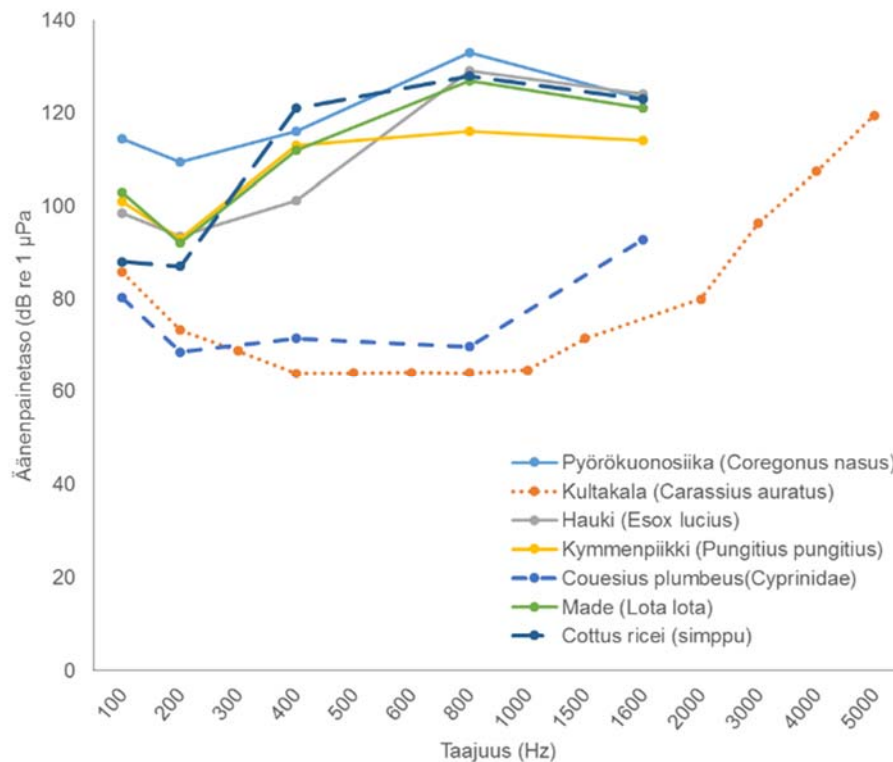
Kaloilla on kuulemiseen erikoistunut sisäkorva, joka vastaa muiden selkärankaisten sisäkorvaa: siinä on kolme kaarikäytävää, sekä kolme kuuloelintä, joissa sijaitsevat kiinteät kalkkiintuneet otoliitit sekä otoliittien liikkeestä ärtyvät kuuloaistinsolut, jotka välittävät paineaallon aiheuttavan ärsytyksen kuulohieron kautta aivoihin. Ääniaallon kohdatessa kalan sisäkorvan, painavat otoliitit liikkuvat eri taajuudella kuin kalan muu vartalo, ärsyttäen kuuloaistinsoluja (Kalmijn 1988, Popper & Lu 2000).

Ilmassa ääni kulkee eteenpäin pääasiassa paineaaltona ja nisäkkäiden korvat ovatkin kehittyneet aistimaan nimenomaan paineen muutosta. Kaloille painemuutosten lisäksi hiukkasliike on merkityksellinen tekijä äänen aistimisessa. Lähellä äänilähdettä hiukkasliike on usein dominoiva tekijä ääniaallossa, mutta kauempana äänilähteestä paineen muutos on vallitseva tekijä äänen komponenteista (Montgomery ym. 2006). Kaloilla on kehittyneet aistielimet, joilla ne pystyvät aistimaan näitä molempia äänen eri osa-alueita. Kylkiviiva ja sisäkorvan otoliitit aistivat suoraan hiukkasliikettä (Higgs & Radford 2013). Hiukkasliikkeen aistiminen on merkityksellisintä erityisesti matalilla taajuuksilla (Higgs & Radford 2013) ja lähellä äänenlähdettä (Montgomery ym. 2006). Kalat, joilla on ilmarakko, pystyvät aistimaan myös paineen muutoksia. Koska uimarakon tiheys on vettä alhaisempi, uimarakon seinämät värähtelevät eri taajuudella kuin kalan muu ruumis (Popper & Lu 2000). Tämä värähtely vahvistaa paineen muutoksia ja siirtää ääniaallon sisäkorvan aistittavaksi. Kalojen kuulo eli ääniaallon aistiminen on sekoitus sisäkorvan hiukkasliikkeen sekä uimarakon vahvistaman paineaallon havainnointia, sekä kylkiviivan aistinsolujen reagoitua hiukkasliikkeeseen (Higgs & Radford 2013).

Uimarakon ja sisäkorvan välinen yhteys korreloi hyvän kuulon kanssa erityisesti korkeilla taajuuksilla (Schultz-Mirbach ym. 2012, Mann ym. 2007). Esimerkiksi särkikaloilla on kehittynyt uimarakon etuosan ja sisäkorvan yhdistävä luurakenne, Weberin luut. Tämän ansiosta särkikaloilla on useita muita kaloja herkempi kuulokynnys ja laajempi kuuloalue (Mann ym. 2007). Useilla kalaryhmillä on myös muita kuulemista parantavia sopeumia, kuten uimarakon jatkeena olevia ilman täyttämiä elimiä, jotka ovat yhteydessä sisäkorvaan (Schultz-Mirbach ym. 2012).

Perinteisen jaottelun mukaan kalat voidaan jakaa karkeasti kuulon perusteella kuulospesialisteiksi ja -generalisteiksi. Kuulospesialisteina on perinteisesti pidetty lajeja, joilla on kuulemiseen erikoistuneita elimiä (mm. Weberin luut tai sisäkorvaan muuten yhteydessä oleva ilmarakko) ja kuulogeneralisteina lajeja, joilla on korkea kuulokynnys ja joilla ei ole uimarakkoa tai joilla uimarakko on pieni eikä yhteydessä sisäkorvaan. Todellisuudessa jako ei ole näin karkea ja kalojen kuulo nähdäänkin pikemminkin jatkumona erilaisia kuulemisen muotoja ja asteita (Popper & Fay 2011). Jatkumo alkaa vain hiukkasliikettä aistivista rustokaloista (hait ja rauskut), uimarakottomien luukalojen (esimerkiksi kampelat) kautta kaloihin, joilla on uimarakko ja sisäkorvan lisäksi erityisiä rakenteita (esimerkiksi uimarakko on yhteydessä sisäkorvaan), jotka mahdollistavat painemuutosten aistimisen tarkasti (Popper & Fay 2011).

Kalojen kuulon määrittämiseksi käytetään usein alinta raja-arvoa (dB) tietyllä taajuudella, jolla kala reagoi ääneen. Tutkituista kaloista kultakalalla (*Carassius auratus*) on alhaisin kuulokynnys laajimmalla taajuudella (Kenyon ym. 1998) (kuva 1). Valtaosalla kalalajeista herkin kuuloalue on 100–500 Hz taajuuksilla (kuva 1), mutta amerikansillillä (*Alosa sapidissima*) on myös havaittu sopeumana erittäin laaja kuuloalue ja kyky havaita ultraääniä jopa 180 kHz taajuudella (Mann ym. 1997), joka mahdollisesti auttaa sitä havaitsemaan ja pakenemaan kaikuluotauksen avulla saalistavia valaita (Mann ym. 1997). Kalojen kuulokynnyksiä on mitattu pääosin äänenpainetasona, eikä hiukkasliikkeenä johtuen sopivien mittalaitteiden puuttumisesta.



Kuva 1 Eräiden kalalajien kuulokynnykset eri taajuuksilla (Mann ym. 2007, Popper ym. 2005, Kenyon ym. 1998).

3.2 Mihin kuuloaistia tarvitaan?

Pyöriäisten kuulokyvyn suuntatarkkuus muuttuu tarkemmaksi signaalitaajuuden lisääntyessä. Tämä parantaa niiden kaikuluotauskykyä vähentämällä altistumista taustamelun vaikutuksille ja satunnaisille kaiuille (Kastelein ym. 2005). Pyöriäiset käyttävät akustisia signaaleja saalistukseen sekä ympäristön luotaamiseen. Ultraääni-napsahduksien taajuusalue on yli 100 kHz (Hermannsen ym. 2014). Pääosa vesirakentamisesta aiheutuneesta melusta jää taajuusalueen alapuolelle. Pyöriäiset käyttävät kaikuluotausta lähes jatkuvasti ja pystyvät suunnistamaan ja saalistamaan täysin pimeässä. (Akamatsu ym. 2006, Linnenschmidt ym. 2013, Wisniewska ym. 2016).

Harmaahylkeet tuottavat erilaista ääntä 100–500 Hz:n ja 100 Hz:n – 3 kHz:n taajuusalueilla sekä napsahduksia noin 3 kHz:n taajuudella (Asselin ym. 1993)

Monet kalat tuottavat aktiivisesti ääniä. Usein ääntely liittyy lisääntymiseen ja kutumenoihin (Amorim 2006). Kalat voivat tuottaa ääniä useilla eri tavoilla, kuten supistamalla uimarakon seinämää kiinnittynyttä parittaista äänilihasta (turskakalat) tai väräyttämällä leukoja (esim. simput ja tokot) (Amorim 2006). Kotimaisista kaloista esimerkiksi ahvenen, kuhan ja särjen on havaittu tuottavan ääniä (Tiepelt 2005). Kuhan on havaittu äänitelevän saalistuksen ja pesän vartioinnin yhteydessä (Tiepelt 2005). Myös ahvenen on havaittu äänitelevän jahdatessaan saalista ja särjen päästävän nopeita kurnutuksia pelästyessään (Tiepelt 2005).

Useiden kalalajien ja lajiryhmien tiedetään äänitelevän kutuaikana ja reviiriä/pesää puolustaessaan. Muiden muassa norsukalojen, turskien, kurnusimppujen ja kirjoahventen heimoista löytyy useita ääntä käyttäviä lajeja (Amorim 2006). Lähisukuisten kalalajien välillä on havaittu selviä eroja äänentuotossa (Amorim 2006), joka voi edistää isolaatiota ja estää heikosti lisääntyvien risteymien synnyn. Useilla lajeilla koiras on naarasta äänekkäämpi kutuaikana. Koska naaraskala käyttää koirasta enemmän resursseja mätimuniin, on sen tärkeää löytää oikean lajin ja riittävän hyväkuntoinen kutukumppani. Kutukumppaneiden ääntely auttaa löytämään kelpoisimman ja suurimman yksilön, sillä äänen taajuus on usein käänteisesti verrannollinen kalan kokoon, koska suurempi ilmarakko pystyy muodostamaan laajempaa värähtelyä ja siten matalampaa taajuutta (Amorim 2006).

Lajikumppanien kanssa kommunikoinnin lisäksi kalat pystyvät analysoimaan ympäröivää äänimaisemaa (Fay 1988). Kaloille merkityksellisiä ääniä voivat olla mm. säätilan aiheuttamat äänet, saalistajien ja saalistajien ääntely sekä muut ympäristön äänet tai niiden heijastukset, jotka antavat tietoa ympäristöstä ja sen rakenteesta (Slabbekoorn ym. 2010). Äänimaisema ja sen analysointi voi olla hyvin tärkeää esimerkiksi vaeltaville kaloille tai kalanpoikasille, joilla on avoimen veden (pelaginen) poikasvaihe, mutta jotka aikuisena viihtyvät lähempänä rantavyöhykettä. Esimerkiksi koralliriutoilla aikuisena elävien kalojen poikasten arvellaan suunnistavan koralliriutoille äänivihjeiden avulla (Montgomery ym. 2006). Arvioiden mukaan korallikalojen poikaset pystyisivät kuulemaan koralliriutan elämästä lähtevät äänet jopa useiden kilometrien päähän, ja pyrkisivät aktiivisesti pelagisen vaiheen loppupuolella uimaan koralliriuttoja kohti (Montgomery ym. 2006). Kalojen lisäksi myös äyriäisten (Montgomery ym. 2006) sekä korallipolyypin toukkien on havaittu suunnistavan koralliriutalle äänen perusteella (Vermeij ym. 2010).

4 Ihmisperäisen äänen vaikutus kaloihin ja merinisäkkäisiin

4.1 Peitevaikutus, stressi ja käyttäytymismuutokset

Ihmistoiminnan aiheuttaman vedenalaisen äänen vaikutuksia on tutkittu erityisesti merinisäkkäillä, joilla on havaittu vedenalaisen melun aiheuttamia fysiologisia stressireaktioita sekä akustisten viestien jäämistä taustakohinan taakse. Pyöriäiset ja hylkeet ovat herkkiä melulle laajalla taajuusalueella. Paalutuksesta tai räjähdyksestä aiheutuvat korkeat äänenpainetasot voivat aiheuttaa pyöriäiselle paniikinomaista pakenevista alueelta (Skjellerup ym. 2015). Pyöriäiset ovat erityisen herkkiä impulsiiviselle melulle, mutta myös jatkuva melu voi osoittautua ongelmaksi joissakin tapauksissa (Dyndo ym. 2015). Itämeren suuri laivaliikenne luo riskin pitkäaikaiseen stressiin ja käyttäytymismuutoksiin.

Valailla on havaittu ääntelytason kasvamista alueilla, joilla on myös runsaasti ihmisen aiheuttamia melulähteitä (Holt ym. 2008). Ainutlaatuinen tutkimus ihmisperäisen äänen vaikutuksesta merieliöiden stressitasoihin tehtiin Fundynlahdella Kanadassa, jossa havaittiin pohjanmustavalaiden ulosteissa stressihormonitason lasku syyskuussa 2001 tapahtuneen WTC-tornien iskun jälkeen, jolloin laivaliikenne lahdella vähentyi merkittävästi ja äänenpainetaso laski noin 6 dB alle 150 Hz:n taajuuksilla (Rolland ym. 2012). WTC-iskun jälkeiset päivät olivat ainoita päiviä, jolloin pohjanmustavalaiden stressihormonitasot laskivat selvästi koko viiden vuoden seuranta-jakson aikana (Rolland ym. 2012).

Pitkäkestoisia tutkimuksia melun vaikutuksista ei ole tehty luonnossa elävillä kaloilla. Vaikka kalat eivät pääsääntöisesti ole yhtä riippuvaisia akustisesta kommunikaatiosta kuin valaat, vedenalainen melu saattaa aiheuttaa myös kaloille stressiä ja muutoksia käyttäytymisessä, sekä vaikeuttaa luonnollisten signaalien havainnoimista (peitevaikutus) (Slabbekoorn 2010). Peitevaikutus voi olla merkittävä erityisesti akustisesti kommunikoivien kalojen osalta, joille on tärkeää parinvalinnan kannalta kuulla esimerkiksi lajikumppaneiden kudunaikaisia soidinääniä tai saalis-/petokaloista lähteviä ääniä, tai muuten aistia ympäristöään (Slabbekoorn 2010). Kalat, joilla on kuulemiseen erikoistuneita rakenteita, ovat herkempiä taustakohinan aiheuttamalle peitevaikutukselle, kuin kalat, joilla näitä rakenteita ei ole (Wysocki & Ladich 2005).

Äänen vaikutusta kalojen kasvuun on tutkittu kalanviljelylaitoksissa mm. kirjolohella (*Oncorhynchus mykiss*) (Davidsson ym. 2009). Kalanviljelylaitoksissa ilmastuslaitteiden ja muiden koneiden aiheuttaman taustamelun on havaittu vaikuttavan viljeltyjen kalojen kasvunopeuteen väliaikaisesti (Davidsson ym. 2009). Ensimmäisen kuukauden aikana kovemmassa taustakohinassa kasvaneiden kirjolohien kasvun havaittiin olevan merkitsevästi hitaampaa kuin hiljaisemmissa altaissa kasvavien kirjolohien. Kasvuissa ei kuitenkaan huomattu tilastollisesti merkitsevää eroa enää neljän kuukauden kuluttua, joten kirjolohet luultavasti sopeutuivat kovempaan taustakohinan tasoon (Davidsson ym. 2009).

Vedenalainen ääni saattaa vaikuttaa kalojen selviämisen kannalta oleellisiin reaktioihin. Esimerkiksi nuorilla ankeriailla (lasiankerias) tehdyissä kokeissa on havaittu, että laivamelu vähentää luonnollisia pakenemisreaktioita ja aiheuttaa fysiologisia stressireaktioita (kohonnut hengitys ja aineenvaihdunnan taso) ja tekee siten ankeriaista helpompia saaliita pedoille (Simpson 2014). Bruintjes ym. (2016) osoittivat myöhemmin, että lasiankerioiden pakenemisreaktiot palautuivat nopeasti (kahdessa minuutissa) takaisin normaaleiksi ja myös stressireaktiot palautuivat lähes normaalille tasolle laivamelun loppumisen jälkeen. Voimakas taustakohina saattaa vaikuttaa myös populaation sisäisiin suhteisiin, ja mahdollisesti vähentää äänen merkitystä kommunikoinnissa ja esimerkiksi reviirin puolustamisessa. Sebastianutto ym. (2011) havaitsivat laivamelun heikentävän punakitatkon (*Gobius cruentatus*) kykyä puolustaa reviiriään kilpailevaa lajikumppania vastaan.

Melun ajallisella jakautumisella on havaittu olevan vaikutusta kalojen käyttäytymiseen. Neo ym. 2014 testasivat koealtaassa meribassin reaktioita yhtäjaksoiseen (voimakkuus 165 dB re 1 μ Pa) sekä epäsäännölliseen, jaksoittaiseen (vaihtelu 134–172 dB re 1 μ Pa) vedenlaiseen ääneen. Altistuessaan äänelle, kalat muuttivat uimisrytmiään ja uivat välittömästi koealtaan syvään päähän. Sukeltamista syvemmälle pidetään yleisesti pakoreaktiona, mutta käytös voi olla osoitus myös stressireaktiosta, koska saalistajia ei ollut läsnä kokeissa (Neo ym. 2014). Kalojen käytös palautui nopeammin ennen altistusta edeltävälle tasolle, kun kaloille soitettiin jatkuvaa kohtalaisen voimakasta ääntä. Kalojen palautumisaika taas jaksottaisen äänen kohdalla kesti merkittävästi pidempään. Kalat todennäköisesti tottuivat tasaiseen ääneen nopeammin kuin jaksottaiseen ja epäsäännölliseen ääneen, joka on tällöin suurempi stressitekijä kaloille (Neo ym. 2014).

Äkillisen äänen vaikutusta kalojen käyttäytymiseen on tutkittu suljetuissa säiliöissä mm. ilmatykkien avulla (Fewtrell & McCauley 2012), joissa on havaittu kalaparvien uivan nopeammin ja sukeltavan syvemmälle laukausten alkaessa. Kahdella eri kalalajilla ja mustekaloilla tehdyssä kokeessa sekä mustekala- että kalaparvien pakoreaktiot alkoivat 147–151 dB re 1 μ Pa²·s (SEL) äänialtistustasoilla. Pakoreaktioihin kuului mm. uintinopeuden kasvu, uintisyvyyden lasku ja parvien tiiviimpi muoto. Reaktiot myös voimistuivat äänialtistustason kasvaessa. Kalaparvet osoittivat vaistonvaraisia reaktioita, jotka viittaavat levottomuuteen, eivätkä olleet erityisesti suuntautuneet äänenlähdetä (kaiutinta) kohti tai siitä poispäin. Mustekalat sen sijaan koetilanteessa ruiskuttivat mustetta ja uivat mahdollisimman kauas äänenlähteestä koealtaan toiseen laitaan (Fewtrell & McCauley 2012).

Hawkins (2014) tutki paalutusäänen vaikutuksia kahden vapaassa vedessä uivan parvikalan, kilohailin ja makrillin käyttäytymiseen. Kalojen käyttäytymistä seurattiin veneen luotaimella, kun nauhalta soitettiin paalutuksen ääniä. Äänenpainetason kohotessa parvissa havaittiin hajaantumista tai ajoittain myös parven tihentymistä, joten kalaparvet selkeästi reagoivat paalutusääniin (Hawkins 2014). Merituulivoimapuistojen rakennustöistä kantautuvien paalutusäänten on havaittu vaikuttavan turskan käyttökseen jo kohtalaisen alhaisilla äänenpainetasoilla (133–143 dB re 1 μ Pa) (Mueller-Blenkle ym. 2010, Andersson ym. 2011). Nämä äänenpainetasot vastaavat äänenpainetasoja, joita mitataan useiden kymmenien kilometrien päässä tuulivoimalan perustusten paalutuksista (Andersson ym. 2011).

4.2 Kalojen kuulon heikkeneminen

Kalojen ei ole äänialtistustutkimuksissa havaittu menettäneen kuuloaan pysyvästi (Smith & Monroe 2016). Toisin kuin nisäkkäillä, kaloilla sisäkorvan kuuloaistinsolut uusiutuvat jatkuvasti ja kuulo palautuu ennalleen vaurion jälkeen (Smith ym. 2006). Useissa tutkimuksissa on kuitenkin havaittu väliaikaista kuulon heikkenemistä (kuulokynnyksen nousua) (Amoser & Ladich 2003, Popper ym. 2005). Väliaikainen kuulon heikkeneminen ihmisperäisen äänen vuoksi saattaa vaikeuttaa kalan saalistusta, lisääntymistä, petojen välttelyä ja ympäristön hahmottamista ja siten alentaa yksilön tai populaation kelpoisuutta (Smith & Monroe 2016).

Sekä yhtäjaksoisen voimakkaan äänen, että jaksoittaisen äänen on havaittu kasvattavan kalojen kuulokynnystä (Amoser & Ladich 2003, Popper ym. 2005). Kalat, joilla on lähtökohtaisesti alhainen kuulokynnys (hyvä kuulo) ja kuulemiseen erikoistuneita rakenteita ovat alttiimpia väliaikaiselle kuulon heikkenemiselle (Popper ym. 2005, Mann ym. 2007b).

Popper ym. 2005 testasivat voimakkaan, impulsiivisen äänen vaikutusta hauen (*E. lucius*) ja Pyörökuonosiaan (*Coregonus nasus*) ja pienen makean veden särkikalan (*Couesius plumbeus*) kuuloon. Koekaloista *C. plumbeus* oli ainoa, jolla on särkikalana kuulemiseen erikoistuneita rakenteita. Sekä hauki että pyörökuonosiika ovat kuulon suhteen ns. generalisteja. Kaloja altistettiin viidelle ilmatykin laukaukselle, joista jokaisen laukauksen huippuäänepaine oli 205–210 dB peak re 1 μ Pa. (SEL 176–180 dB re 1 μ Pa²-s per laukaus). Koelajeista haulle ja *C. plumbeukselle* aiheutui tilapäistä kuulon alenemaa (kuulo heikentyi molemmilla lajeilla 10–25 dB). Kuulokynnys kuitenkin palautui molemmilla lajeilla ennalleen 24 tunnin jälkeen (Popper ym. 2005).

Kuulon tilapäistä heikkenemistä tapahtuu kalalajeilla pääasiassa taajuuksilla, jossa niiden tarkin kuuloalue sijaitsee (Amoser & Ladich 2003). Amoser ja Ladich (2003) altistivat kaksi kuulospesialistia kalalajia, kultakalan ja kissakalan, 158 dB taustakohinalle 12 ja 24 tunnin aikana. Molemmilla kaloilla kuulokynnys heikkeni huomattavasti (26 dB kultakalalla ja 32 dB kissakalalla). Kuulokynnyksen palautumiseen alkuperäiselle tasolle kesti kultakalalla 3 päivää, kun taas kissakalalla kesti jopa 14 päivää palautua lähes alkuperäiselle tasolle. Ihmisperäinen ääni saattaa tilapäisesti heikentää kalojen kuuloa (Amoser & Ladich 2003), ja lisäksi voimistunut taustakohina saattaa estää tärkeiden signaalien havaitsemista (Slabbekoorn 2010).

Wysocki ja Ladick (2005) tutkivat kalojen kuuloa taustakohinaa vasten. Koekaloina heillä oli kaksi kuulospesialistilajia, kultakala (*Carassius auratus*) ja juovaokamoini (*Platydoras costatus*), sekä aurinkoahven (*Lepomis gibbosus*), jolla ei ole erikoistunutta kuuloa. Molempien kuulospesialistikaloiden kuulo heikentyi sekä 110 dB:n, että 130 dB:n taustakohinassa, kun taas aurinkoahvenen kuulemista ei häirinnyt 110 dB:n taustakohina ja 130 dB:n taustakohina häiritsi vain vähän. Kuulospesialistien kalojen maksimaalinen kuuloherkkyys on 500–1000 Hz:n välillä ja tällä välillä myös taustakohinan aiheuttama peitevaikutus oli voimakkainta. Tutkimuksessa havaittiin, että 20 dB:n kasvu taustakohinassa vaati, että myös lähetetyn signaalin täytyi kasvaa saman verran, jotta kalat huomaisivat sen (Wysocki ja Ladick 2005).

4.3 Voimakkaan paineaallon vaikutus kaloihin/kudosvauriot

Voimakkaalle melulle, sekä lyhytaikaiselle että pidempikestoiselle, altistuneilla kaloilla on havaittu kuulon väliaikaista heikkenemistä (Popper 2005, Wysochi & Ladich 2005). Äkilliset äänet, kuten räjäytykset, ilmatykkien laukaukset ja perustuspaalujen junntaus, jotka aiheuttavat voimakkaan vedenalaisen paineaallon, aiheuttavan kuitenkin vaurioita pääasiassa kudoksissa, jotka ovat kaasun täyttämiä tai lähellä uimarakkoa (Halvorsen ym. 2011, Casper ym. 2013). Paalutukset ja ilmatykit tuottavat molemmat samankaltaista ääntä meriympäristöön. Erona kuitenkin on se, että ilmatykit laukaitaan liikkuvasta aluksesta, kun taas paalutusääni tulee paikallaan pysyvältä äänilähteeltä. Räjähdyksestä syntyvä paineaalto on vielä paalutusta ja ilmatykkejä jyrkemmin nouseva ja laskeva ja aiheuttaa siksi todennäköisemmin vaurioita merieliöissä erityisesti räjäytyksen lähialueella.

Paalutusmelun voimakkuuden kasvu lisää paineaallosta johtuvien kudosvaurioiden vakavuutta ja määrää (Halvorsen ym. 2011). Äkillisen paalutuksesta aiheutuvan melun vaikutuksia on tutkittu tarkoitusta varten rakennetussa kammiossa kuningaslohen (*Onchorhynchus tshawytscha*) poikasilla, joiden avulla on muodostettu raja-arvot niille äänialtistustasoille, joita ei tulisi ylittää, jotta paalutuksesta aiheutuvan melun seurauksena syntyvien kudosvaurioiden vakavuudet ovat siedettävällä tasolla (Halvorsen ym. 2012a, Popper ym. 2014, taulukko 1). Arviot on tehty keinotekoisessa kammiossa, jossa kaloille on soitettu paalutusääniä mitattuna 10 m etäisyydeltä äänilähteestä (Halvorsen ym. 2012a). Halvorsen ym. (2012b) vertasivat paalutusmelun aiheuttamia vaurioita järvisammelle (nieluun yhteydessä oleva uimarakko), järvikampelalle (ei uimarakkoa) ja niilintilapialle (umpinainen uimarakko). Järvikampelalla ei havaittu paalutusmelun aiheuttamia kudosvaurioita, kun taas niilintilapialla voimakas paalutusääni aiheutti suurimmat vauriot kaikista testatuista kalalajeista (Halvorsen ym. 2012b). Kun äänenpainetasoja laskettiin, niilintilapian ja järvisammen vauriot olivat yhtä suuria (Halvorsen ym. 2012b). Paalutusmelun aiheuttamat kudosvauriot syntyvät, kun kaasun täyttämän ilmarakon seinämät alkavat värähdellä paineaallon seurauksena. Kaloilla, joilla uimarakko on yhteydessä nieluun, on mahdollista säädellä nopeammin uimarakon kokoa niiden kohdatessa paineaallon. Sen sijaa kaloilla, joiden uimarakko on umpinainen, ja kaasujen vaihto on hitaampaa, paineaalto saattaa aiheuttaa enemmän vaurioita (Halvorsen ym. 2012b).

Valtaosa paalutusäänen vaikutuksista on tutkittu laboratorio-olosuhteissa tai tilanteissa, joissa kalat eivät pääse uimaan pakoon voimakasta ääntä. Luonnossa kalat luultavasti karttavat voimakasta äänenlähdetä ja siten vähentävät mahdollisten vaurioiden todennäköisyyttä kuuloelimissä ja muissa kudoksissa (Popper & Hastings 2009, Slabbekoorn 2010). Krebs ym. (2016) havaitsivat Hudsonjoella tehtävien paalutusten yhteydessä, että sinisammet (*Acipenser oxyrinchus*) välttivät alueita, joilla paalutukset olivat käynnissä ja todennäköisesti poistuivat voimakkaan äänialtistuksen alueelta ennen kuin kuulonalenemaa tai kudosvaurioita ehtii syntyä. Väriinällä (*vibration pile driving vrt. impact pile driving*) toteutettu paalutus ei saanut sinisampia välttelemään paalutusaluetta.

Pelagiset kalanpoikaset eivät kuitenkaan kuoriuduttuaan pysty vielä vastustamaan virtauksia eivätkä pääse pakoon voimakkaita ääniä. Bolle ym. (2014) tutkivat miten paalutusääni vaikuttaa merianturan, meribassin ja sillin poikasiin. Kalalajit erosivat toisistaan uimarakon suhteen: Merianturalla ei ole uimarakkoa, meribassilla on uimarakko, sillillä on uimarakon ja sisäkorvan välillä kuuloa parantava yhteys. Bolle ym. (2014) eivät havainneet lisääntyntä kuolleisuutta kalanpoikasilla, joita altistettiin voimakkaalle paalutusäänelle (SEL_{cum} 207–217 dB re 1 $\mu Pa^2 \cdot s$). Myöskään uimarakon tyypillä ei havaittu eroa. Bollen ym. (2014) mukaan tutkituilla kalanpoikasilla on niin pieni uimarakko (<2 mm), että se ei todennäköisesti aiheuta resonoinnilla kudolvaurioita.

Debusschere ym. 2014 ja Debusschere ym. 2016 tutkivat meribassin 68 ja 115 päivän ikäisten poikasten kuolleisuutta tuulivoimalan paalutustöiden läheisyydessä. He eivät havainneet 45 m päähän sijoitetuissa poikasissa enempää kuolleisuutta kuin kontrolliryhmässä. Paalutusmelu, voimakkuus SEL_{cum} 215–222 dB re 1 $\mu Pa^2 \cdot s$ ei myöskään aiheuttanut kuolleisuutta. Ainoa mainittava vaikutus paalutusmelulla oli hapenkulutuksen väheneminen äänelle altistetuissa koeyksiköissä ja osassa koeyksiköitä laktaatin määrän väheneminen kalojen kudoksissa. Molemmat tulokset viittaavat siihen, että kalat ovat pysyneet enemmän paikallaan paalutusmelun aikaan, joka voisi indikoida pelkoa tai ahdistuneisuutta (Debusschere ym. 2016).

Räjätykset eroavat muusta vedenalaisesta melusta siten, että ne synnyttävät erittäin äkillisen ja äkkijyrkästi nousevan voimakkaan paineaallon, joka kulkeutuu vedessä äänennopeutta nopeammin. Räjäytysten on havaittu aiheuttavan vakavia vaurioita kaloille (mm. Hubbs & Rehnitzer 1952, Wright & Hopky 1998). Räjähdyksestä seuraavat nopeat paineenmuutokset ylipaineen ja alipaineen välillä on todennäköisin syy kalakuolemiin. Tämä nopea värähtely aiheuttaa ilmarakon supistumisen (ylipaineen aikana) ja laajenemisen (alipaineen aikana), josta aiheutuu sisäisiä vammoja ja pahimmassa tapauksessa kuolema (Keevin & Hemper 1997). Erityisesti alipaineen on havaittu aiheuttavan vammoja kaloille, kun laajentuva ilmarakko vaurioittaa sitä ympäröiviä elimiä (esim. munuaisia, maksaa ja pernaa) (Keevin & Hemper 1997). Räjäytysten vaikutuksista on haastavaa muodostaa selviä raja-arvoja, koska tutkimuksissa on usein käytetty eri räjähteitä, eri kalalajeja ja erilaisia panoksia. Alimmat johdonmukaiset arvot räjäytysten vaikutuksista kalakuolleisuuteen on tehty dynamiitilla ja useilla eri kalalajeilla (Hubbs & Rehnitzer 1952) ja niiden tutkimusten perusteella kalakuolemia alkoi esiintyä arvoilla 229–234 dB peak SPL.

Kehittyvän mädin on havaittu vaurioituvan riittävän suuresta paineaallosta, jonka esimerkiksi räjähdys voi saada aikaiseksi (Jensen ym. 2003, Faulkner ym. 2008). Tämä tulee ottaa huomioon alueilla, jossa on tunnetusti kalojen kutupaikkoja. Sorapatjan päällä tai sisällä sijaitsevan mädin on havaittu olevan alttiimpaa räjäytysten aiheuttamille vaurioille, kuin vapaassa vedessä olevan mädin (Faulkner ym. 2008). Mädin herkkyys räjäytysten aiheuttamalle kuolleisuudelle vaihtelee huomattavasti eri lajien ja kehitysasteiden välillä.

4.4 Raja-arvot äänialtistukselle

Vuonna 2014 kansainvälinen työryhmä kokosi kaloja ja merikilpikonnia koskevat vertaisarvioituihin tutkimustuloksiin perustuvat alustavat raja-arvot ihmisperäisen äänen vaikutuksille (Popper ym. 2014). Raportissa käsiteltiin erikseen erilaisten ihmisperäisten äänilähteiden (paalutus, ilmatykit, matala- ja keskitaajuuden kaiku-luotaimet, laivaliikenne ja muu jatkuva ääni) vaikutukset kaloihin ja ehdotettiin alustavia raja-arvoja eriasteisten vaikutusten (käyttäytymismuutokset, peitevaikutus, väliaikainen kuulonalenema, palautuva vamma, kuolema tai kuolettava vamma) synnyn ehkäisemiseksi. Taulukkoon 1 on kerätty eri lähteistä paalutukselle ja louhinnalle arvioituja altistustasoja.

Koska kaloissa on runsaasti vaihtelua niiden kuulon ja fysiologian suhteen, on mahdotonta määritellä kaikille kalalajeille sopivaa yhteistä tasoa, joka olisi hyvä raja-arvo äänialtistukselle. Toisaalta vaikka osa tutkituista kalalajeista ovat osittain eksoottisia, kaikilla tutkituilla on havaittu melusta aiheutuvia vaikutuksia. Työryhmän raportissa (Popper ym. 2014) kalat on jaettu kolmeen luokkaan niiden uimarakon fysiologian mukaan. Lisäksi mäti ja poikaset pidettiin omana ryhmänään, koska niistä on vähän tutkimustietoa ja ne eroavat hyvin paljon käyttäytymiseltään ja fysiologialtaan aikuisista kaloista (Popper ym. 2014).

Kalojen luokittelu äänenäistimisominaisuuksien mukaan (Popper ym. 2014):

1. Kalat, joilla ei ole uimarakkoa (aistivat pääosin hiukkasliikettä, mm. kampela)
2. Kalat, joiden uimarakko ei osallistu kuulemiseen (aistivat pääosin hiukkasliikettä, mm. lohi ja turska)
3. Kalat, joilla uimarakko osallistuu kuulemiseen (aistivat myös paineaallon, mm. särkikalat, sillikalat)
4. Kalojen mäti ja poikaset.

Paalutusmelun osalta ohjeistuksen raja-arvot ovat alimpia arvoja, jolloin kyseisiä vaikutuksia tapahtui (Halvorsen ym. 2011 ja 2012a ja 2012b). Kalanpoikasten ja mätimunien kohdalla, suhteelliset arvot perustuvat asiantuntija-arvioihin, sillä laivaliikenteen vaikutusta kalanpoikasiin ei ole tutkittu (Popper ym. 2014). Kaloille, joilla uimarakko osallistuu kuulemiseen, jatkuvan melun raja-arvot (170 dB rms ja 158 dB rms) on saatu kultakalalla (*Carassius auratus*) tehdyissä laboratoriokokeissa (Smith ym. 2006 ja Amoser & Ladich 2003). Kaloilla, jotka aistivat pääasiassa hiukkasliikettä (ryhmä 1. esim. kirjolohi) ei ole havaittu selkeää kuulon heikkenemistä taustakohinan vuoksi, mutta peitevaikutuksen riski on kuitenkin korkea kaikilla kaloilla, jotka ovat äänenlähteen läheisyydessä (Popper ym. 2014). Jos riittävää tutkimustietoa äänenpainetasoista eri kalatyypin kohdalla ei ole ollut saatavilla, on eri kalatyypeille ja vaikutuksille määritetty suhteellinen riskitaso (high, moderate, low) suhteellisilla etäisyyksillä (near = (N), intermediate = (I), far = (F)). Lähialue käsittää äänenlähteestä riippuen noin ensimmäiset kymmenen metriä ja kaukoalue noin yli kilometrin etäisyyden (Popper ym. 2014).

Norppien ja harmaahylkeiden aisteja ei ole tutkittu yksityiskohtaisesti, mutta niiden uskotaan olevan samankaltaiset kuin muilla hyljelajeilla. Raja-arvot on valittu pyöriäiselle ja hylkeille uusimmasta tieteellisestä kirjallisuudesta (Sveegaard ym. 2017).

Taulukko 1

Melulähde	Kalan tyyppi	Kuolema tai kuolettava vamma	Pysyvä kuulonalenema	Palautuva kudosaatio	Väliaikainen kuulonalenema	Peitevaikutus	Käyttäytyminen
Paalutusmelu	1	>219 dB SELcum ¹ >213 dB peak ¹ 174 dB SELss ²		>216 dB SELcum ¹ >213 dB peak ¹	>>186 dB SELcum ¹	(N) Moderate (I) low (F) low	(N) High (I) Moderate (F) low
	2	>210 dB SELcum ¹ >207 dB peak ¹ 174 dB SELss ²		>203 dB SELcum ¹ >207 dB peak ¹	>186 dB SELcum ¹	(N) Moderate (I) low (F) low	(N) High (I) Moderate (F) low
	3	>207 dB SELcum ¹ >207 dB peak ¹ 174 dB SELss ²		>203 dB SELcum ¹ >207 dB peak ¹	186 dB SELcum ¹	(N) High (I) High (F) Moderate	(N) High (I) High (F) Moderate
	4	>210 dB SELcum ¹ >207 dB peak ¹ 187 dB SELss ² 217 SPL dB peak ²		(N) Moderate (I) low (F) low	(N) Moderate (I) low (F) low	(N) Moderate (I) low (F) low	(N) Moderate (I) low (F) low
	Pyöriäinen		200 SPL dB peak ² 190 dB SELcum1h ²		194 SPL dB peak ² 164 dB SELss ² 175 dB SELcum1h ²		
	Hylje		179 dB SELss ² >203 dB SEL24h >232 dB p-p		164 dB SELss ² >188 dB SEL24h >226 dB p-p		
Louhinta	1	207 dB SEL (single event) 229 - 234 dB peak ¹		(N) High (I) low (F) low	(N) High (I) Moderate (F) low		(N) High (I) Moderate (F) low
	2	207 dB SEL (single event) 229 - 234 dB peak ¹		(N) High (I) High (F) Low	(N) High (I) Moderate (F) low		(N) High (I) High (F) Low
	3	207 dB SEL (single event) 229 - 234 dB peak ¹		(N) High (I) High (F) Low	(N) High (I) High (F) Low		(N) High (I) High (F) Low
	4	207 dB SEL (single event) 229 - 234 dB peak ¹		(N) High (I) low (F) low	(N) High (I) low (F) low		(N) High (I) low (F) low
	Pyöriäinen		179 dB SELcum (single event) ⁵		164 dB SELcum (single event) ⁵		
	Hylje		179 dB SELcum (single event) ⁵		164 dB SELcum (single event) ⁵		

Vedenalaisten räjäytysten osalta Popper ym. (2014) ehdottavat kuolettavan vamman raja-arvoksi kaikille kalatyypeille arvoja 229–234 dB peak SPL (Hubbs & Rehnitzer 1952) ja kalanpoikasten ja mädin kohdalla hiukkasliikkeen maksiminopeudeksi (peak velocity) 13 mm s⁻¹ (Wright & Hopky 1998). Räjäytysten vaikutukset kaloihin ulottuvat yleensä varsin lähelle räjäytysaluetta (muutamia kymmeniä metrejä). Popper ym. 2014 arvioivat kudosaatioiden, kuulonaleneman ja käyttäytymismuutosten riskin korkeaksi kaikilla kalatyypeillä ainoastaan äänenlähteen läheisyydessä, ja matalaksi muilla etäisyyksillä.

Taulukossa 2 on laivaliikenteellä ja ruoppaamisella arvioituja altistustasoja. On huomioitavaa, että useissa tapauksissa melutason tulee olla suurempi kuin ilmoitettu raja-arvo, jotta tapahtuma aiheuttaisi vaurion. Haittaa ei siis välttämättä tapahdu alueen sisällä mutta se on mahdollista. Siksi myös luvussa 6 mallinnettavat altistusalueet ovat eräänlaisia teoreettisia pahimpia mahdollisia tilanteita. Eri tapahtumien kestot ja siten altistusajat vaihtelevat, joten desibelitasoja ei voi suoraan verrata toisiinsa. Luvussa 6 esitetään eri melulähteiden vaikutusalueet verrattuna kalojen ja merinisäkkäiden eri altistusetäisyyksiin.

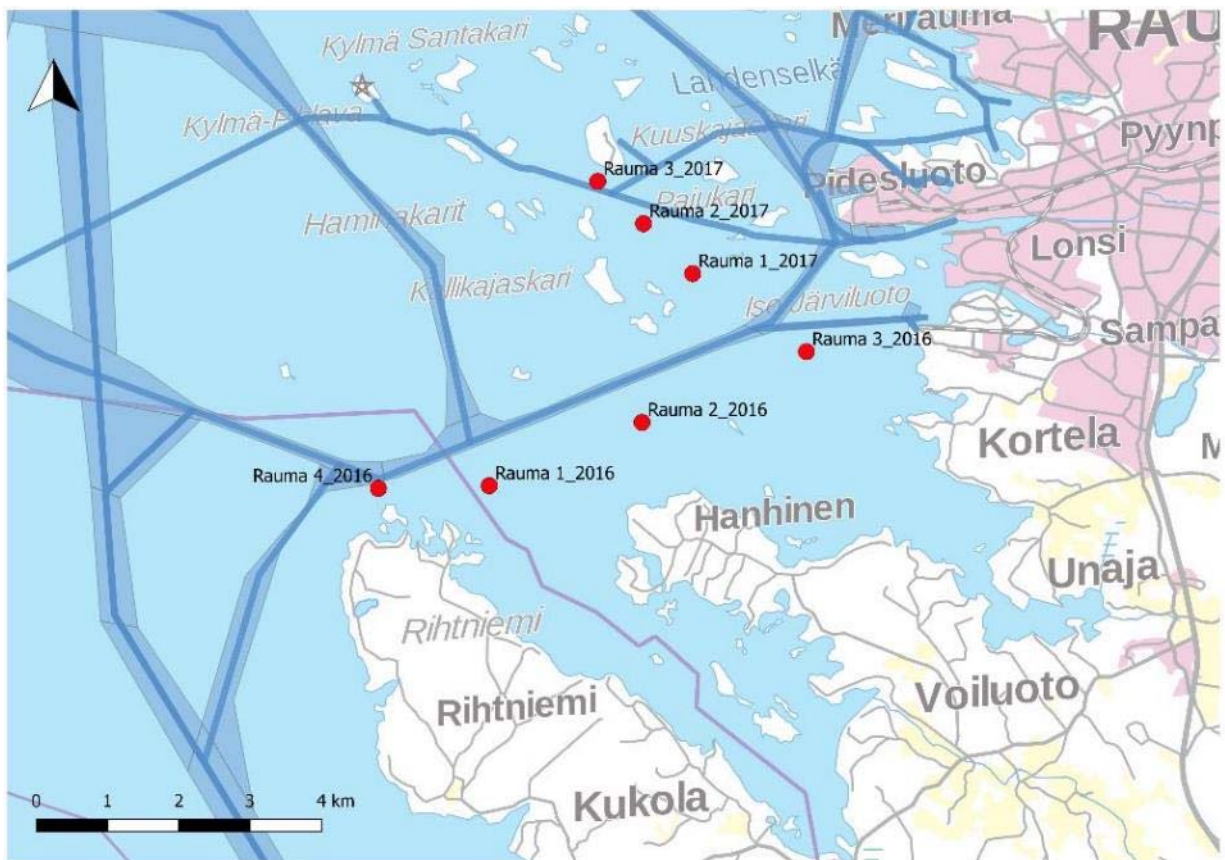
Taulukko 2

Melulähde	Kalan tyyppi	Kuolema tai kuolettava vamma	Pysyvä kuulonalenema	Palautuva kudosaaurio	Väliaikainen kuulonalenema	Peitevaikutus	Käyttäytyminen
Laivaliikenne	1	(N) Low (I) low (F) low		(N) Low (I) low (F) low	(N) Moderate (I) low (F) low	(N) High (I) High (F) Moderate	
	2	(N) Low (I) low (F) low		(N) Low (I) low (F) low	(N) Moderate (I) low (F) low	(N) High (I) High (F) Moderate	
	3	(N) Low (I) low (F) low		170 dB rms (48h) ⁴	158 dB rms (12h) ⁴	(N) High (I) High (F) High	(N) High (I) Moderate (F) low
	4	(N) Low (I) low (F) low	(N) Low (I) low (F) low	(N) Low (I) low (F) low		(N) High (I) Moderate (F) low	(N) Moderate (I) Moderate (F) low
	Pyöriäinen		> 173 dB SEL24h ³		> 153 dB SEL24h ³		
	Hylje		> 219 dB SEL24h ³		> 199 dB SEL24h ³		
Ruoppaaminen	1	(N) Low (I) low (F) low		(N) Low (I) low (F) low	(N) Moderate (I) low (F) low	(N) High (I) High (F) Moderate	
	2	(N) Low (I) low (F) low		(N) Low (I) low (F) low	(N) Moderate (I) low (F) low	(N) High (I) High (F) Moderate	
	3	(N) Low (I) low (F) low		170 dB rms (48h) ⁴	158 dB rms (12h) ⁴	(N) High (I) High (F) High	(N) High (I) Moderate (F) low
	4	(N) Low (I) low (F) low	(N) Low (I) low (F) low	(N) Low (I) low (F) low		(N) High (I) Moderate (F) low	(N) Moderate (I) Moderate (F) low
	Pyöriäinen		> 153 dB SEL24h ³				
	Hylje		> 199 dB SEL ³				

5 Vedenalaiset melumittaukset

5.1 Mittausten suorittaminen ja aineiston käsittely

Vedenalaiset melumittaukset aloitettiin kolme viikkoa ennen rakennustöiden aloittamista. Näin saatiin normaalin tilanteen melutasot mitattua myöhempää vertailua varten. Hankkeen syventämiseen liittyvien louhinta-, ruoppaus- ja läjitystöiden aiheuttamia melutasoja mitattiin kolmessa jaksossa 6.4.–4.5.2016, 31.8.–11.10.2016 sekä 24.8.–21.9.2017. Mittauspisteet on merkitty kuvaan 2. Mittauspisteet valittiin niin, etteivät laitteet häirinneet rakennustöitä. Lisäksi sijoituspaikat valittiin riittävän etäälle, etteivät louhinnasta aiheutuvat kovat äänenpainetasot ylittäneet hydrofonien dynamiikkaa.



Kuva 2 Hydrofonien sijainnit

Olenaisia parametreja vedenalaisissa mittauksissa ovat hydrofonin taajuusvaste, lineaarisuus, herkkyys ja dynaaminen alue. Tavoitteena on, että käytettävä järjestelmä kykenee tallentamaan luotettavasti kaikki mitattavien signaalien taajuuskomponentit. Tämä edellyttää hydrofonilta, vahvistimelta ja mahdollisilta suodattimilta tarpeeksi laajakaistaisuutta. Hydrofonin taajuusalue on tyypillisesti välillä 1 Hz–200 kHz. Myös näytteenottotaajuus vaikuttaa suoraan mitattavaan taajuusalueeseen.

Hydrofonin sijainnista riippuen esivahvistus pyrittiin säätämään niin, että sen dynaaminen alue olisi sopiva mitattaville äänille. Osa louhinnan yhteydessä tehtävien räjäytysten äänenpainetasoista ylitti kuitenkin mitattavissa olevan voimakkuusalueen. Signaalien leikkaantumisen estämiseksi toisella mittausjaksolla osaan mittauspisteistä asennettiin kaksi hydrofonia eri esivahvistuksella.

Mittauskohteesta riippuen tulee valita myös sopiva mittausaika sekä mittausjaksot. Jos mittauksen kesto on muutaman viikon, on käytännössä mahdollista tehdä mittaukset jatkuvana tallennuksena. Tällöin kaikki tapahtumat saadaan mitattua eikä datamäärä vielä kasva kuitenkaan liian suureksi. Rauman pilottivaiheen mittauksissa analysoitavaa dataa kertyi huomattavan paljon, koska kaikki laitteet tallensivat jatkuvana tallennuksena koko mittausjaksojen ajan.

Mittausdataa verrattiin väylän laajennusurakan ruoppaus- ja louhintatietoihin, jotta voitiin selvittää melutapahtumien aiheuttaja ja sijainti. Vuonna 2016 tehdyissä mittauksissa työt painottuivat kohteille RK7 ja RK18, molemmissa tehtiin louhintaa ja ruoppausta (kuva 3). Vuonna 2017 mittaukset keskittyivät eri etäisyyksille kohteen RK18 itäistä puoliskoa, joka oli suurin jäljellä oleva louhittava kohde.



Kuva 3 Rauman meriväylän ja sataman syventäminen, yleissuunnitelma

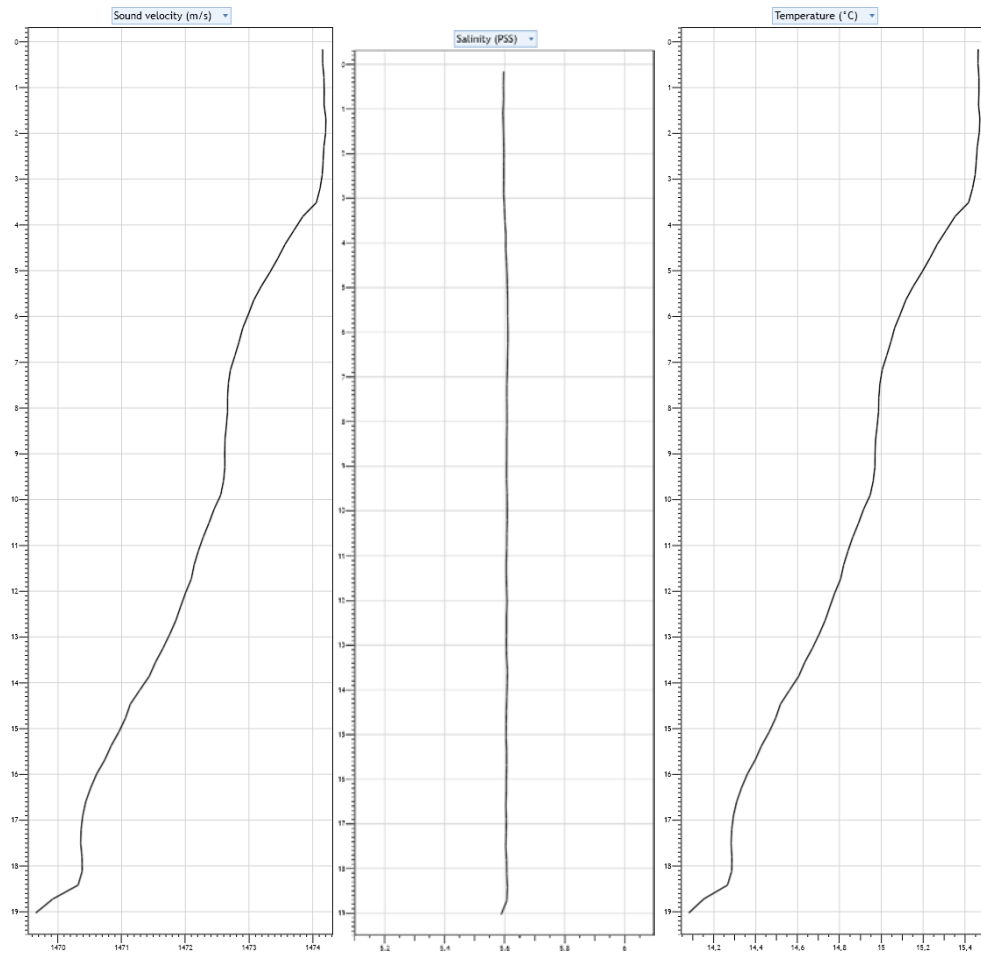
Mittausdata tarkastettiin ja korjattiin käytetyn esivahvistuksen sekä hydrofonin herkkyiden mukaan. Herkkyudet vaihtelivat hydrofonista riippuen -164 ja -240 dB re 1 V/ μ Pa välillä. Tämän jälkeen data jaettiin yhden sekunnin pituisiin ikkunoihin, joista laskettiin äänenpainetasot terssikaistoittain. Datasta laskettiin tämän jälkeen $Leq5min$, $Leq1h$, $L95$, $L50$ ja $L5$.

Melumittaukset tehtiin Loggerhead DSG laitteistolla ja Wildlife Acoustics SM2M -laitteistolla. Hydrofonit asennettiin akustisen laukaisimen ja betoninpainon avulla pohjaan. Pinnan ja mittausketjun väliin jäi vähintään viisi metriä vettä, ja mittauspisteet sijaitsivat väyläalueiden ulkopuolella. Mittausjärjestelyt on esitetty kuvassa 4.



Kuva 4 Mittausjärjestelyt

Äänennopeusprofiili mitattiin asennuksen ja laitteiden noudon yhteydessä. Mittaus suoritettiin Cast Away-laitteella, jonka avulla voidaan määrittää lämpötila-, suolaisuus- ja äänennopeusprofiilit. Äänennopeusprofiili muodostui pääosin lämpötilan vaihtelusta. Suolaisuus oli 5,6 (PSS). (kuva 5)

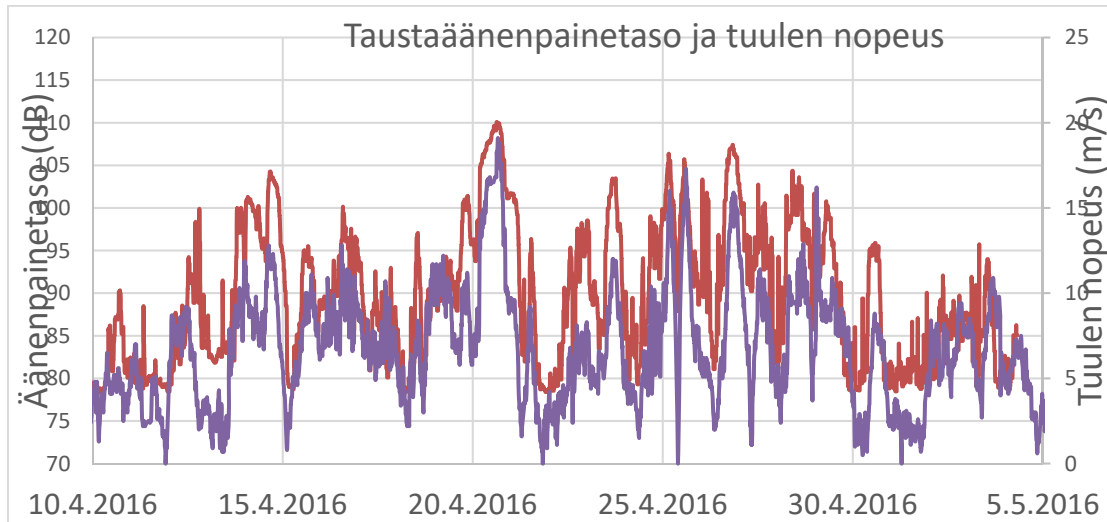


Kuva 5

Mitattu äänennopeus, suolaisuus ja lämpötila 31.08.2016
(61 05'08.93"N, 021 14'32.52")

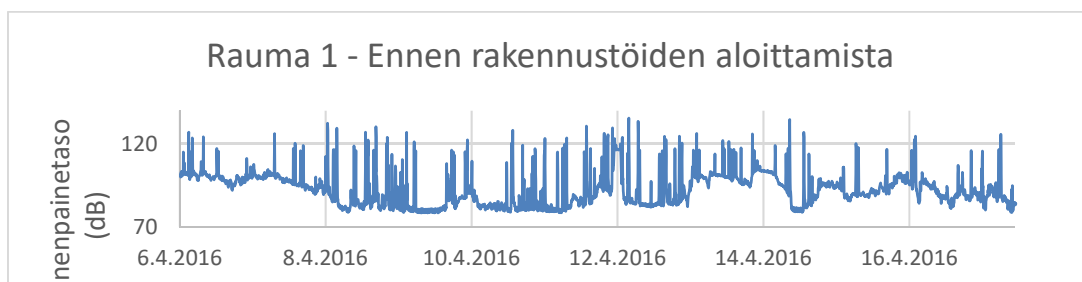
5.2 Taustamelu ja aikasarjat

Suurin luonnolliseen taustameluun vaikuttava tekijä on tuuli ja siitä muodostuva aallokko. Kuvassa 6 on verrattu mittausaseman 1 taustamelutasoa Kylmäpihlajan sääaseman tuulihavaintoihin.

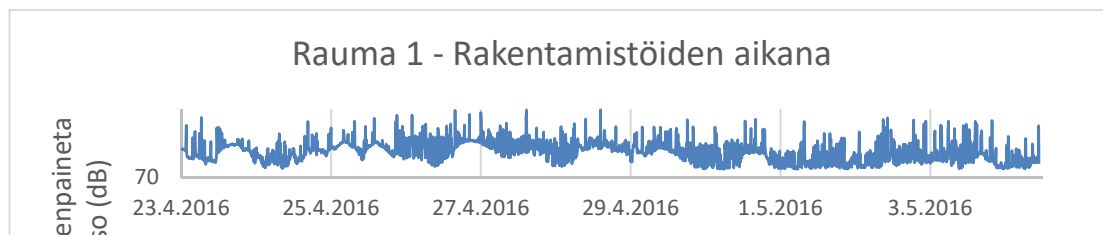


Kuva 6 Tuulen ja taustamelutason vertailu, Leq (1h)

Ennen laajennustöiden alkamista hetkelliset korkeat äänenpainetasot muodostuvat lähinnä Rauman satamaan kulkevasta alusliikenteestä sekä pienveneistä. Suuret laivat aiheuttivat mittauspisteillä 120–140 dB äänenpainetasoja (Leq 5min). Töiden alkamisen jälkeen mittauspisteillä näkyy lukumäärällisesti enemmän hetkellisiä 100–120 dB äänenpainetasojen nousuja. Tämän aiheuttaa todennäköisesti ruoppauskalusto ja proomujen liikkuminen ruoppausalueelta läjitysalueelle. Työt alkoivat 22.4.2016 ruoppaamisella kohteessa L1. 24.4.2016 ruoppaaminen siirtyi kohteeseen L2. Louhinta alkoi 23.4.2016 alueella RK7 sekä 25.4. alueella RK18. Kuvassa 7 on esitetty mitattu äänenpainetaso (Leq 1h) ennen töiden aloittamista ja kuvassa 8 on esitetty vastaavan mittainen mittausjakso vesistötöiden ollessa käynnissä. Louhinta näkyy pidemmällä tarkastelujaksolla samanlaisena kuin aluksen ohitus. Todellisuudessa louhinnassa energiamäärä syntyy muutamassa sekunnissa, kun taas aluksen ohitus voi kestää 10 minuuttia. Louhintaa tarkastellaan lähemmin seuraavassa kappaleessa.

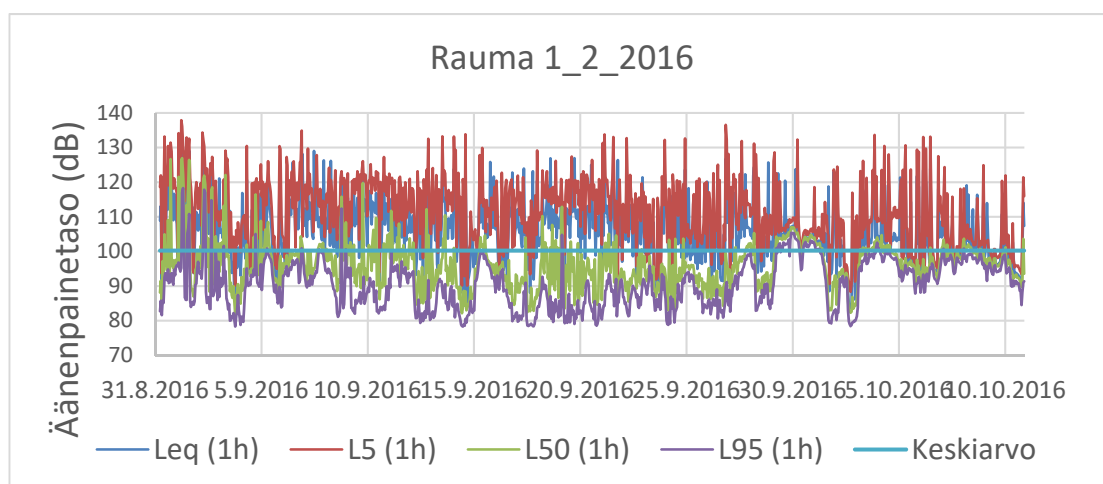


Kuva 7 Melutaso Leq 1h ennen töiden alkua

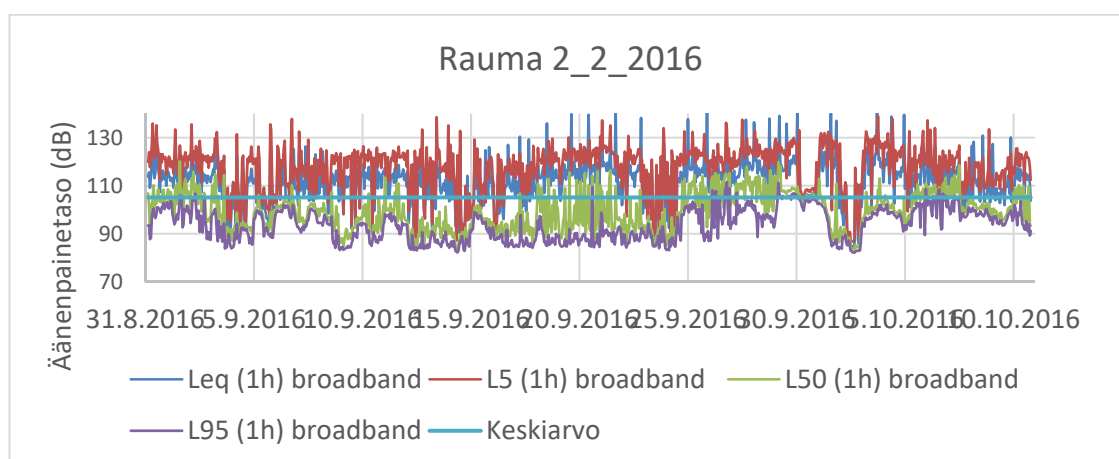


Kuva 8 Melutaso Leq 1h ruoppaus- ja louhintatöiden aikana

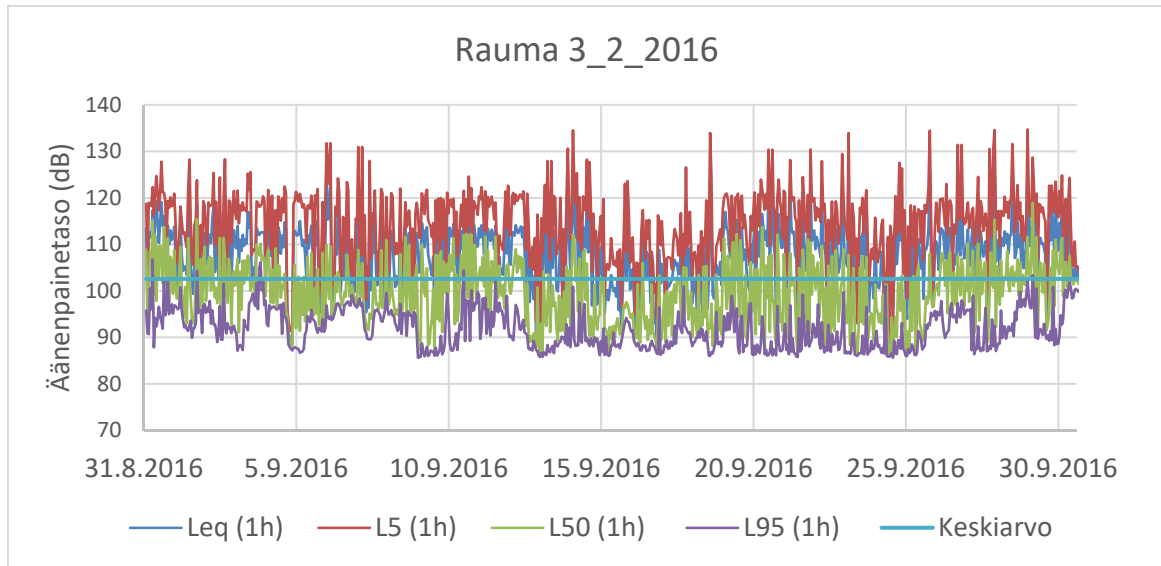
Kuvissa 9–12 on esitetty aikasarja jokaisesta mittauspisteestä toiselta mittausjaksolta 31.8.–11.10.2016. Mittausjakson aikana suurimmat äänenpainetasot olivat mittauspisteessä 4. Mittauspiste sijaitsi lähimpänä laivaväylää sekä aktiivisten rakennuskohteiden 7 ja 18 välissä. Myös mittauspisteissä 1 ja 2 äänenpainetasot olivat korkeammat verrattuna mittauspisteeseen 3, vaikka laivaväylä kulki yhtä läheltä ohi. Kaikki aikasarjat on esitetty liitteessä 1.



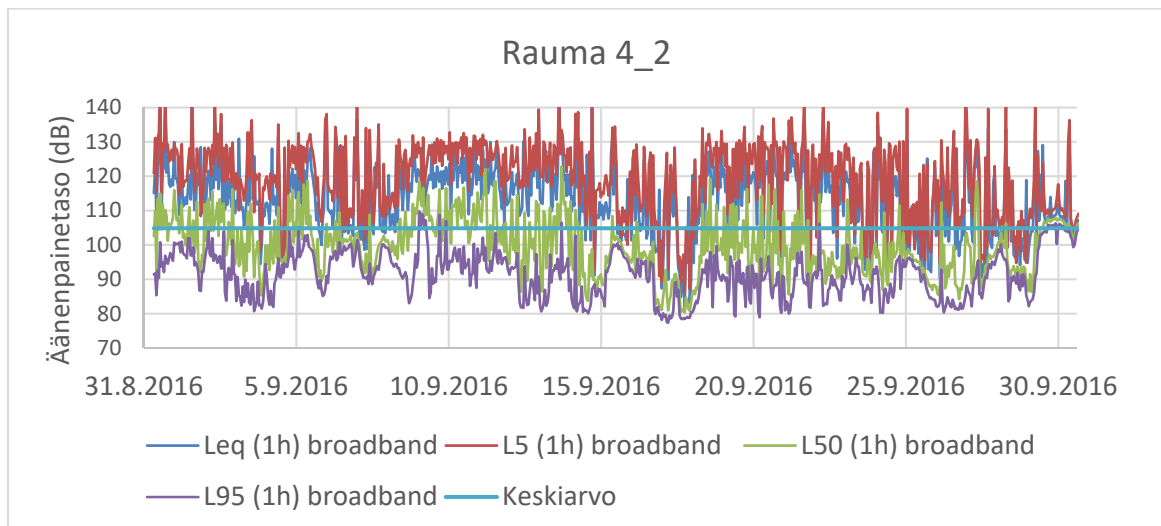
Kuva 9 Toinen mittausjakso mittauspisteessä 1



Kuva 10 Toinen mittausjakso mittauspisteessä 2



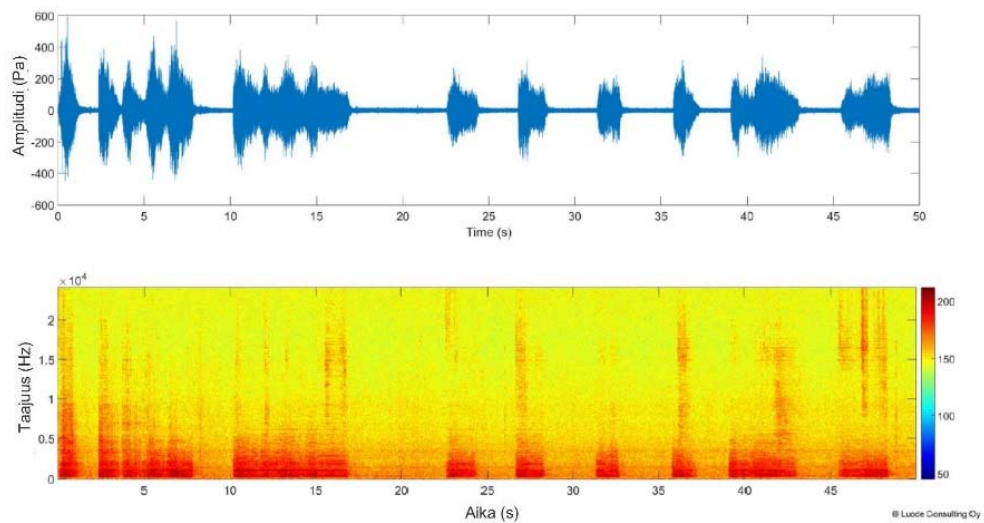
Kuva 11 Toinen mittausjakso mittauspisteessä 3



Kuva 12 Toinen mittausjakso mittauspisteessä 4

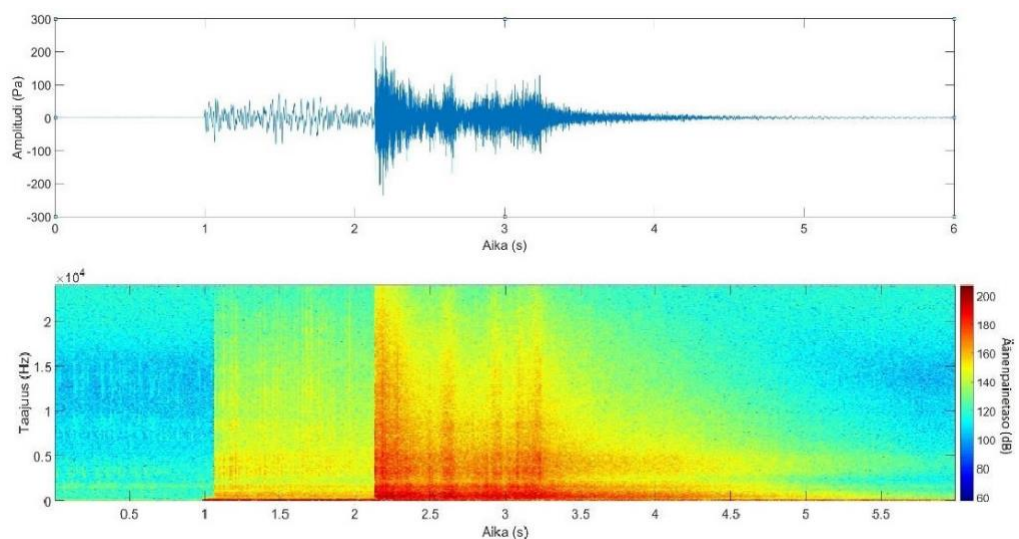
5.3 Louhinta

Louhinnan yhteydessä kallioperään porataan useita reikiä räjähteille. Räjähdemäärät ja porausreikien etäisyys toisistaan vaihtelevat. Poraamisen äänenpainetasot riippuvat porattavan reiän koosta sekä pohjan rakenteesta. Kuvassa 13 on esimerkki louhintatöiden yhteydessä mitatusta poraustapahtumasta (153.8 dB dB re $1\mu\text{Pa}@1\text{m}$ (rms)). Rauman alueella merenpohjan sedimentti koostuu lähinnä hiekasta ja kalliosta. Poraamisesta syntyvä ääni siirtyy poratessa porausreiästä ympäröivään merenpohjaan sekä poraustyökaluston värähtelyn myötä suoraan veteen.

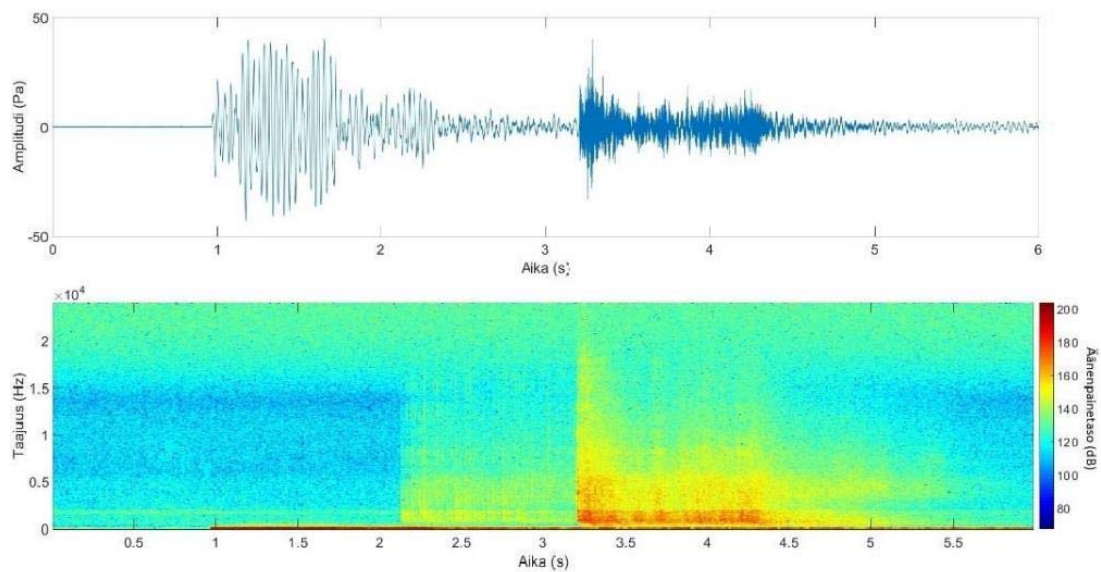


Kuva 13 Esimerkki porausmelun käyttäytymisestä Rauman väylän laajennuksesta.

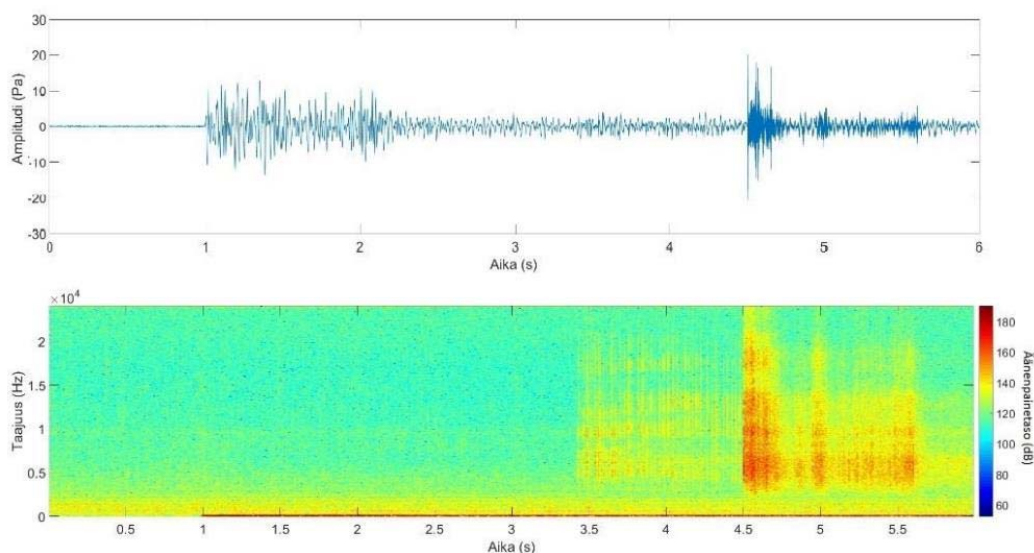
Poraamista aiheutuvat äänenpainetasot ovat huomattavasti pienempiä kuin räjäytyksestä aiheutuvat. Yksittäinen räjähdys kestää alle sekunnin, jolloin suurimmat huolenaiheet liittyvät välittömien kudosvaurioiden ja kuuloon kohdistuvien vaurioiden syntymisen riskiin, kun taas vaikutukset esimerkiksi käyttäytymiseen ovat hyvin rajallisia ja lyhytaikaisia. Kuvissa 14–16 on mitattu louhintakentän räjähdysten amplitudi ja spektrogrammi kolmelta eri etäisyydeltä. Kuvista on nähtävissä pohjan kautta etenevä matalataajuinen ääni, joka on jokaisella mittauspisteellä lähes samanaikaisesti. Suurin osa energiasta etenee vedessä. Etäisyyden kasvaessa myös mitattu spektri muuttuu.



Kuva 14 Louhintakentän räjäytyksen yhteydessä mitattu amplitudi ja spektrogrammi, etäisyys 3300m



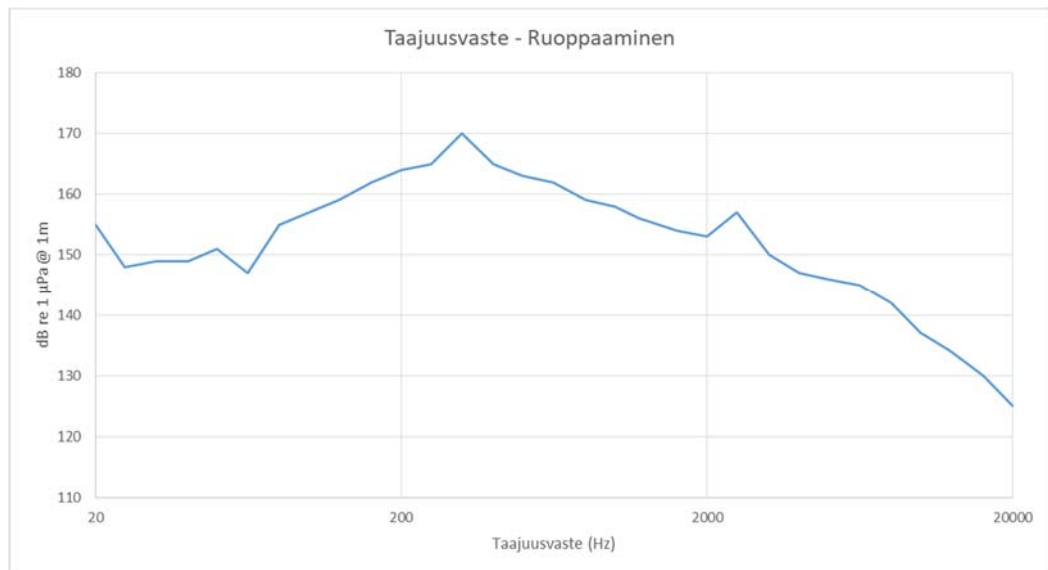
Kuva 15 Louhintakentän räjäytyksen yhteydessä mitattu amplitudi ja spektrogrammi, etäisyys 5300m



Kuva 16 Louhintakentän räjäytyksen yhteydessä mitattu amplitudi ja spektrogrammi, etäisyys 7800m.

5.4 Ruoppaaminen

Mittauspisteet olivat sen verran kaukana, ettei ruoppauksen ääntä pystynyt erottamaan laivaliikenteestä. Ruoppaamisen mallintamisessa käytettiin aikaisempia tutkimustuloksia. Ruoppaaminen aiheuttaa jatkuvaa laajakaistaista melua ja äänenpainetaso on samaa luokkaa yleisen laivaliikenteen kanssa. Suurin osa äänienergiasta on matalilla, alle 500 Hz taajuuksilla. Ruoppaamisesta syntyvä melupäästö vaihtelee 160 ja 180 dB re 1 μ PA @ 1m välillä. Mallissa käytetty taajuusvaste on esitetty kuvassa 17. Laajakaistainen äänenpainetaso oli 174,7 dB re 1 μ PA @ 1m.

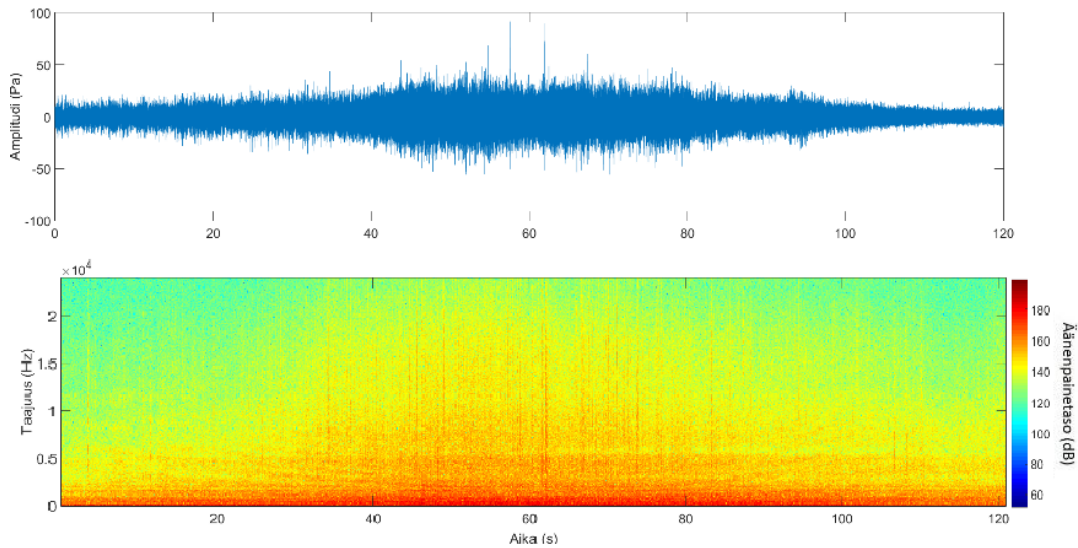


Kuva 17 Ruoppauksen taajuusvaste, 1/3-oktaavikaistat 20-20000 Hz.

5.5 Laivaliikenne

Laivaliikenne on suurin jatkuvan melun aiheuttajista. Laivaliikenteen aiheuttamaa melua tutkittiin mittaamalla yksittäisten alusten meluherätettä (kuva 18) ja koko alusliikenteen aiheuttamaa alueellista melutasoa. Aluksen päämelulähteitä ovat pääkoneet, generaattorit, potkurin kavitaatio- ja värähtelymelu sekä aluksen liikkeen hydrodynaaminen melu. Melu johtuu veteen joko ilman tai pohjarakenteiden värähtelyiden kautta. Myös laivan luotainlaitteet aiheuttavat melua. Lisätutkimuksia tarvitaan vielä, jotta voidaan määrittää sen vaikutuksien laajuutta. Laivaliikenteen melu dominoi taajuusalueella 10–1000 Hz. Suurimmat melutasot ovat taajuusalueella 30–100 Hz.

Mittauksissa havaittiin, että yksittäisen aluksen melutaso laski, kun nopeutta hidastettiin. Nopeusrajoitukset voivat olla yksi keino melun vähentämiseksi. Toisaalta joissain nykyaikaisissa aluksissa potkuri voi olla suunniteltu optimaaliseksi yleisimmällä käytettävällä nopeudella. Tässä tapauksessa voi olla, että potkuri on äänekkäämpi matalammalla nopeudella. Myös aluksen hidastaessa altistumisaika kasvaa ja aluksen ohjailukyky heikkenee.



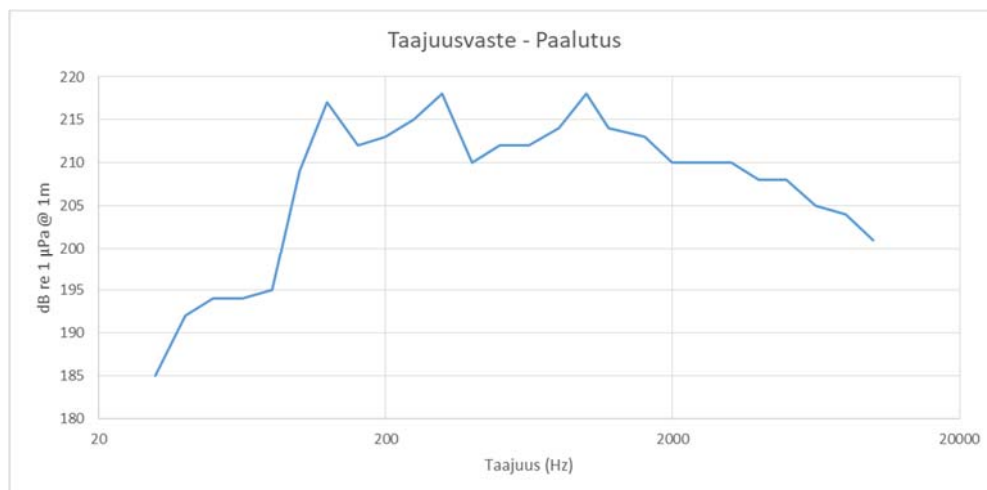
Kuva 18 Esimerkki aluksen ohituksesta aiheutuvasta äänenpainetasosta.

5.6 Paalutus

Rauman mittauksissa ei tehty paalutusta, mutta se on yksi merkittävimmistä melulähteistä vesirakentamisessa. Paalutus aiheuttaa hetkellisesti voimakkaita äänenpainetasoja ja siitä aiheutuu rakennusvaiheen aikana hyvin paljon laajakaistaista vedenalaista melua. Paalutuksen lyöntitiheys voi olla yhden vuorokauden aikana 1000 iskua, jolloin kumulatiivinen äänialtistustaso kasvaa huomattavasti.

Paalutusmelun voimakkuuteen vaikuttavat paalutustekniikka, pohjan koostumus, iskuvoimakkuus ja paalukoko. Paalutuksen aiheuttama äänialtistustaso yhdelle iskulle vaihtelee tyypillisesti välillä 170–225 dB re $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ @ 1m. Huippuarvot ovat välillä 190–245 dB re $1 \mu\text{Pa}$. Suuri osa uudemmissa tutkimuksista on tehty paalukoon ollessa halkaisijaltaan 2–6 metriä. Suomessa vesirakentamisen yhteydessä hankkeen aikana paalutuskoko on todennäköisesti halkaisijaltaan noin 1 metri.

Vedenalaisen melun mallissa käytetty taajuusvaste on esitetty kuvassa 19.



Kuva 19 Mallinnuksessa käytetyn paalutusherätteen taajuusvaste

6 Vedenalaisen melun etenemismalli

Vedenalaisen melun vaikutusalueen arviointiin käytettiin dBSea-ohjelmistoa, jolla lasketaan äänen etenemistä ja vaimenemista mallinnusalueella sekä arvioidaan vedenalaisen melun alueellista ja ajallista vaikutusta kaloille ja merinisäkkäille.

Ohjelma laskee äänikentän etäisyyden, syvyyden ja äänilähteen suunnan funktiona. Mallissa käytettiin kahden eri laskentamenetelmän yhdistelmää. Korkeammilla taajuuksilla käytettiin sädemenetelmää (engl. ray-tracing). Matalilla taajuuksilla käytössä oli dBSeaModes ja parabolinen etenemisyhtälö. Melutasot mallinnettiin 1/3-oktaavin taajuusalueille välillä 20–20000 Hz.

Mallia varten määritettiin jokaisesta melutapahtumasta melulähteen voimakkuuden lähtötaso eli melupäästö. Mitattujen äänenpainetasojen ja tunnettujen mittaus-etäisyyksien perusteella laskettiin etäisyyskorjaus, jotta saatiin melupäästön lähtötaso määritettyä referenssitason (yhden metrin päähän lähteestä).

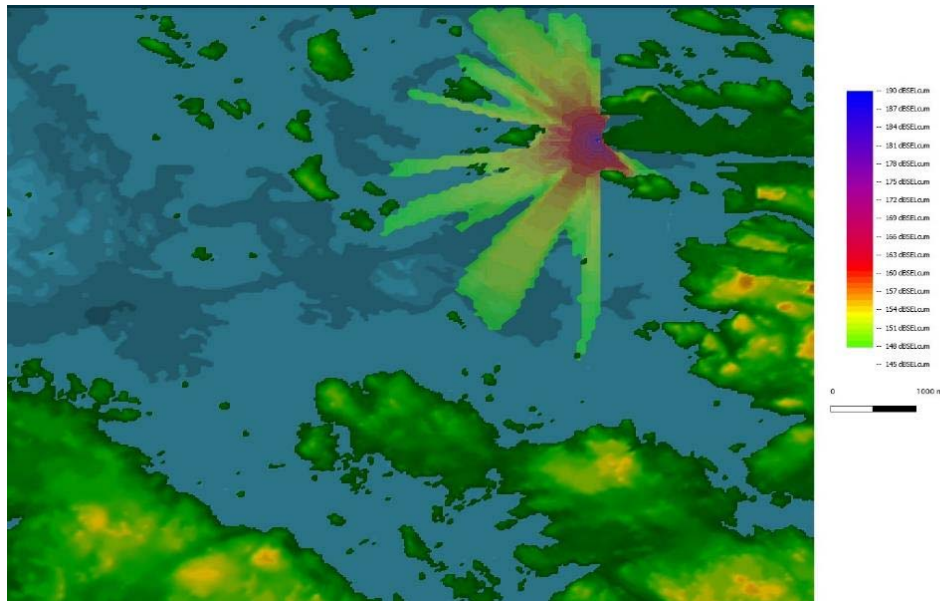
Melun etäisyysvaimenemiseen vaikuttaa mm. merenpohjan koostumus, veden äänen-nopeusprofiili sekä syvyysolosuhteet. Ääni etenee eri taajuuksilla eri tavalla. Matalat taajuudet vaimenevat nopeasti matalassa vedessä ja näin ollen myös kokonais-äänepainetasot jäävät alhaisemmaksi. Pohjan sedimenttityyppi vaikuttaa äänen absorboitumiseen. Pehmeä pohja vaimentaa äänen heijastumista, mutta kova kivinen pohja heijastaa ääntä vaimentaen sitä vain vähän.

Mallitulosten perusteella arvioitiin mahdolliset vaikutusetäisyydet merkittävistä melulähteistä alueen merieliöstölle.

6.1 Paalutus

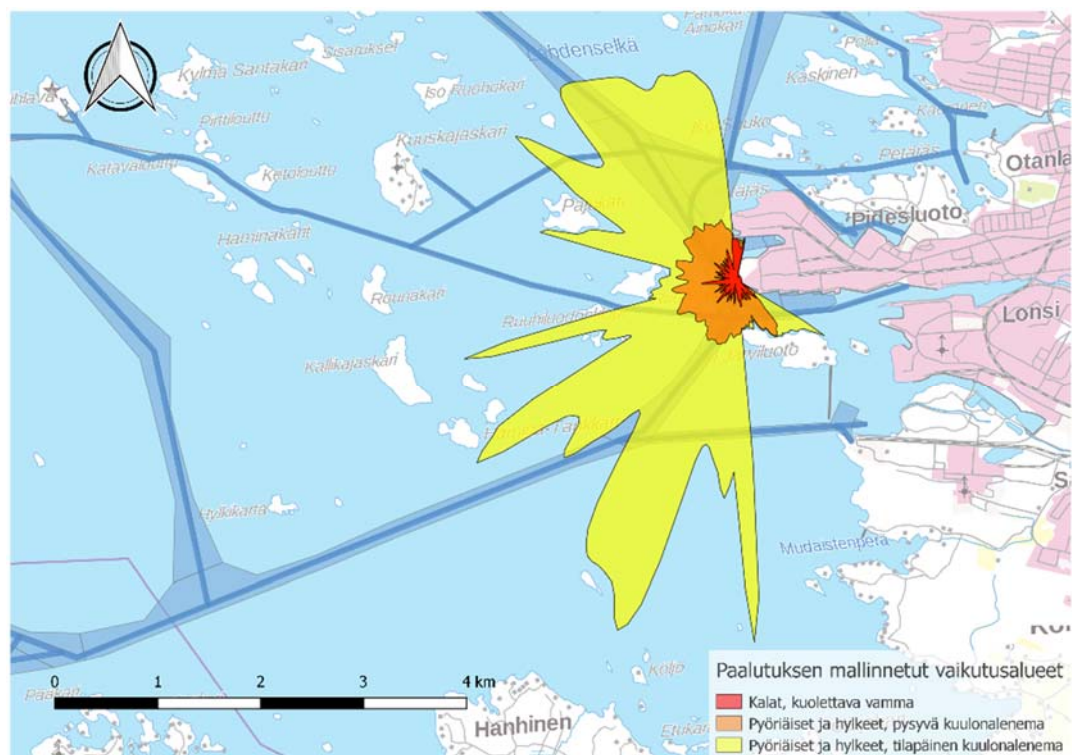
Mallin laajakaistaiseksi melutapahtuman äänialtistustasoksi SEL (Single strike) valittiin 201,2 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ @ 1m ja huipputasoksi määritettiin 220 dB re 1 μPa @ 1m. Kyseisillä lähtötasoilla mallissa lasketut äänialtistustasot 750 metrin päässä lähteestä vastasivat aikaisempia tutkimuksia.

Ruotsin ympäristönsuojeluviraston selvityksen (Andersson ym. 2016) mukaan yhtä tarkkaa raja-arvoa on tällä hetkellä vaikea ehdottaa kalojen pakenemiselle tai tilapäiselle kuulon alenemalle. Lajikohtaisessa käyttäytymisessä on huomattavia eroja, kuin myös herkkyydessä eri taajuuksille ja äänen intensiteetille. Myöskään olemassa olevien tutkimusten avulla ei ole mahdollista määrittää, vaikuttaako pakenemiskäyttäytyminen negatiivisesti lajin kantaan vai liittyykö vaikutus alueeseen ja ajan-kohtaan.



Kuva 20 Paalutuksesta aiheutuneen melun leviäminen

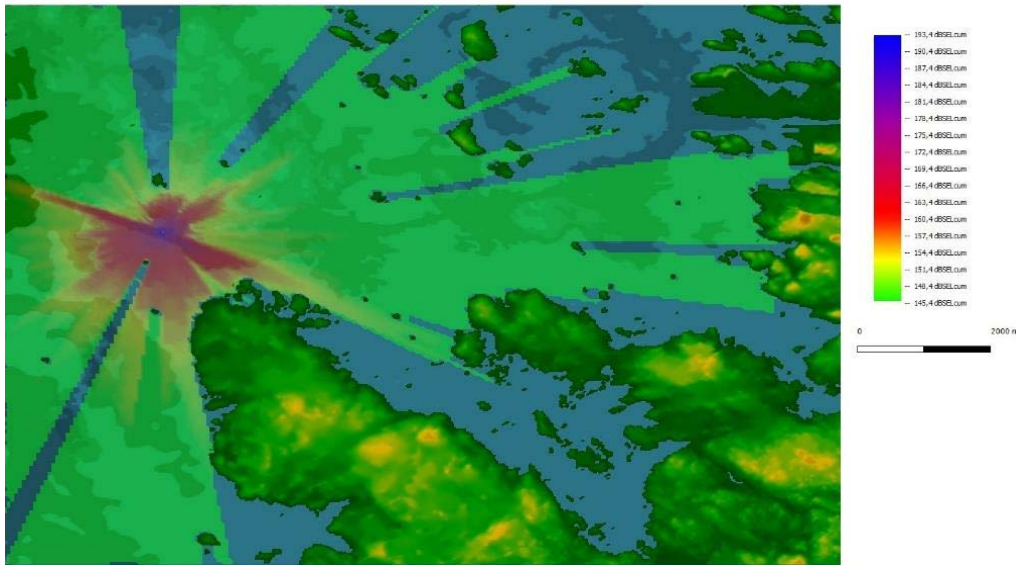
Kuvassa 20 on esitetty paalutuksesta aiheutuneen melun leviäminen ja kuvassa 21 altistusalueet on sijoitettu kartalle. Kaloille käytettiin taulukossa 1 olevia kuoleman tai kuolettavan vamman kumulatiivisia äänialtistustasoja. Pyöriäisille ja hylkeille on mallinnettu tilapäisen 175 dB SELcum 1h ja pysyvän kuulonaleneman vaikutusalueet 190 dB SELcum 1h. Altistusaika arvioitiin vastaamaan 960 paalutusiskua vuorokaudessa, joka vastaa 24 minuutin jatkuvaa altistusta.



Kuva 21 Paalutuksen mallinnetut vaikutusalueet

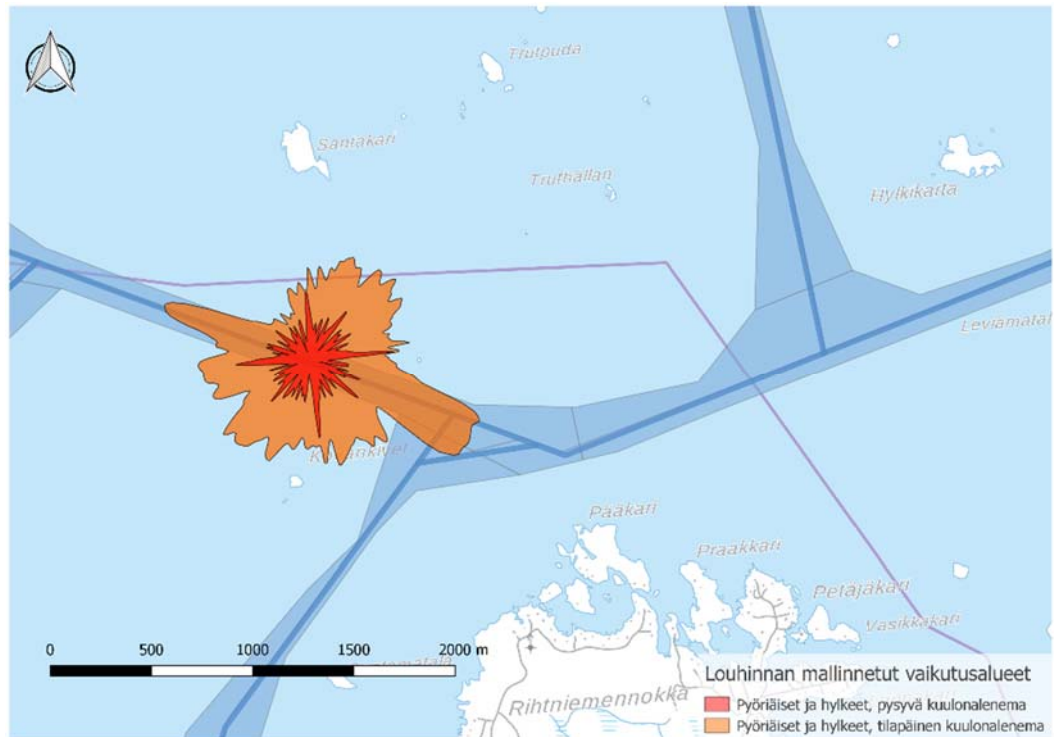
6.2 Louhinta

Louhinnan osalta mallinnuksessa käytettiin meritöiden yhteydessä mitattuja louhinnan melutasoja (kuva 22). Räjähdykset saatiin mitattua eri etäisyyksiltä, jolloin etäisyysvaimeneminen ja räjähdysen melupäästö pystyttiin määrittämään mahdollisimman tarkkaan. Mallinnuksessa ei huomioitu valmisteluiden yhteydessä suoritettavaa porausta. Mallinnuksessa käytetty painottamaton äänialtistustaso yhden tapahtuman (yhden räjähdysen) osalta oli 205,2 dB re 1 μ Pa_{2s} ja huippuäänepainetaso oli 219 dB re 1 μ Pa.



Kuva 22 Louhinnasta aiheutuneen melun leviäminen

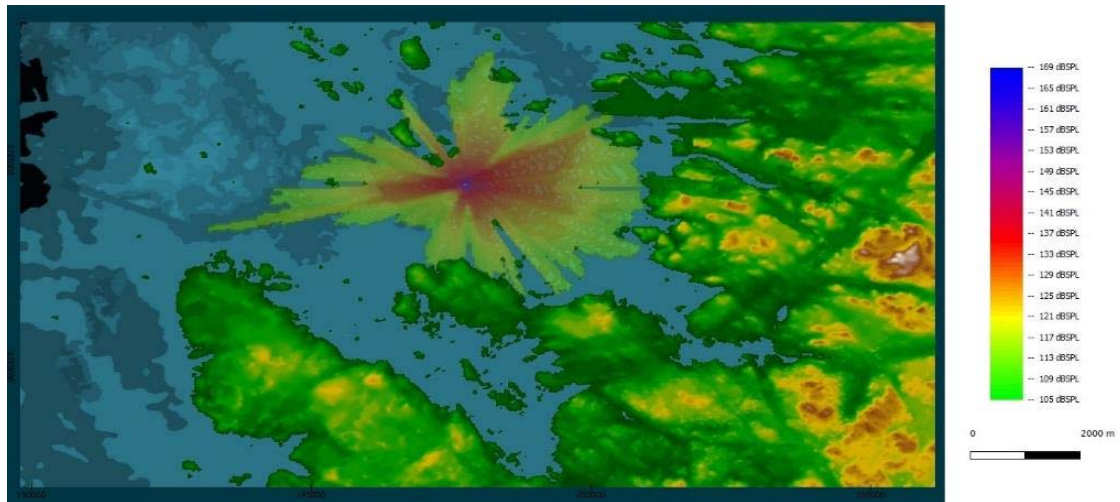
Kalojen osalta vaikutusalue 207 dB SELcum (single event) jäi kyseisen räjähdysen osalta lähikenttään eli joidenkin kymmenien metrien päähän. Myös aikaisempien tutkimusten mukaan merinisäkkäät ovat herkempiä louhinnan yhteydessä tehtäviin räjähdysiin. Räjähteen asennus porattuun reikään vaimentaa huomattavasti räjähdystä verrattuna vedessä tehtävään räjäytykseen. (Ward, P, 2015). Pyöriäisen ja hylkeen tilapäisen kuulonaleneman raja-arvona käytettiin 164 dB SELcum (single event). Pysyvän kuulonaleneman raja-arvona käytettiin 179 dB SELcum (single event) (kuva 23).



Kuva 23 Louhinnan mallinnetut vaikutusalueet

6.3 Ruoppaaminen

Altistustasot eivät ylittäneet vaikutusalueita, joten alueita ei piirretty. Kuvassa 24 on esitetty esimerkki ruoppausmelun leviämisestä. Ruoppaamisesta syntyvä melu on hyvin erilaista verrattuna esimerkiksi paalutukseen. Lyhytkestaisen ja korkean ääni-altistustason sijaan ruoppaus aiheuttaa hyvin pitkäaikaisen altistuksen. Ruoppaamisesta aiheutuva äänenpainetaso on samaa luokkaa yleisen laivaliikenteen kanssa. Melua syntyy vain rakennusvaiheessa mutta ruoppaamista tehdään kuitenkin usein ympäri vuorokauden kaikkina viikonpäivinä. Monta viikkoa jatkuva yhtäjaksoinen melu voi vaikuttaa kaloihin ja merinisäkkäisiin. On kuitenkin huomioitava, että kalat tai merinisäkkäät jäävät hyvin epätodennäköisesti alueelle, jos jatkuva melu koetaan häiritseväksi.



Kuva 24 Esimerkki ruoppausmelun leviämisestä

7 Melumittaukset ja luvitus

7.1 Ohjeistukset ja raja-arvot

Ohjeistuksia myös vedenalaisen melun valvontaan ja kynnysarvoihin on laadittu useiden maiden ja kansainvälisten organisaatioiden toimesta. Suurin osa laadituista ohjeista liittyvät paalutukseen, ja yleensä raja-arvot koskevat vain merinisäkkäitä. Tuorein myös kaloja koskeva ohjeistus on jo aikaisemmin mainittu kansainvälisen työryhmän Sound Exposure Guidelines, Popper 2014. Paalutuksen ohella toinen suurista ja impulssimaisista melulähteistä on louhinta, mutta pääosin ohjeistuksessa käsitellään ensisijaisesti paalutusmelua. Taulukossa 3 on listattu kansallisia raja-arvoja merinisäkkäiden altistukselle paalutusmeluun.

Taulukko 3 Kansallisia suosituksia paalutusmelun raja-arvoiksi

MAA	RAJA-ARVOT	
Tanska	Yksittäiset iskut:	Sarja tapahtumia (>1h):
	TTS @ SELss 164 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$	TTS at SELcum 175 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$
	PTS @ SELss 179 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$	PTS at SELcum 190 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$
Yhdysvallat	Impulssimaiset äänet:	
	TTS @ SPLpeak 196 dB re 1 μPa or SELcum 162 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$	
	PTS @ SPLpeak 202 dB re 1 μPa or SELcum 177 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$	
Saksa	Häiritsevyyden kynnysarvo:	Kynnysarvo @ 750m
	SELss 140 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$	SEL 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ tai
		SPLpp 190 dB re 1 μPa
Alankomaat	Häiritsevyyden kynnysarvo:	Kynnysarvo @ 750m
	SELss 140 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$	SEL 159 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (alin)
		SEL 172 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (korkein)

Suosituksat vaihtelevat altistuksen raja-arvojen, valvonta-alueen, mittausten ja käsiteltävien suureiden sekä mittausetäisyyden suhteen.

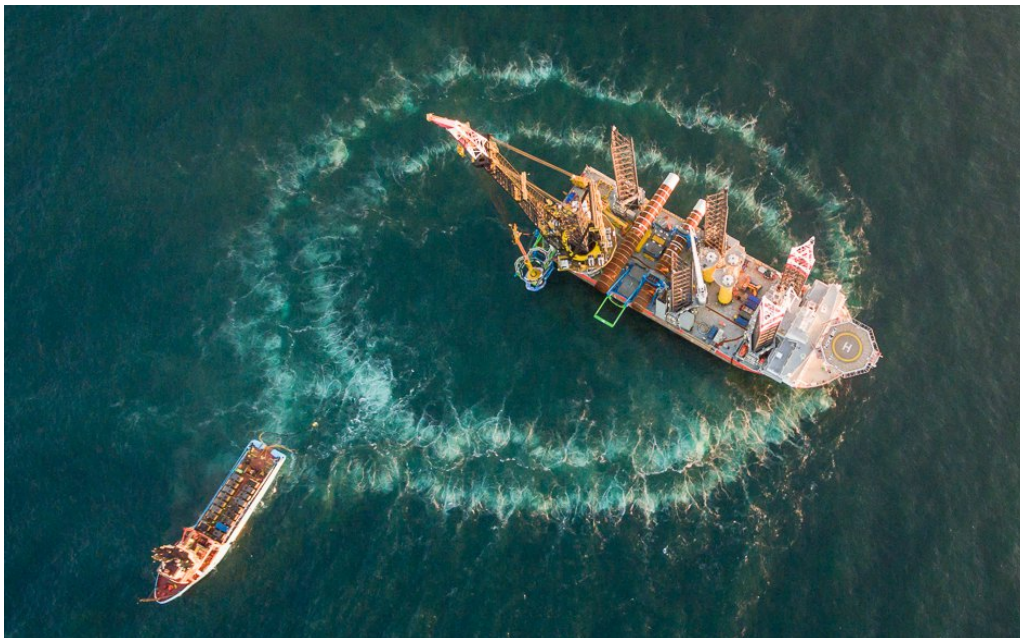
7.2 Vedenalaisen melun vähentäminen

Vedenalaisen melun haitalliseen vaikutusalueeseen voidaan vaikuttaa laskemalla melulähteen herätettä, vaimentamalla melun etenemistä sekä huomioimalla alueella esiintyvien lajien erityispiirteitä.

Paalutusmelun voimakkuuteen vaikuttavat paalutustekniikka, pohjan koostumus, iskuvoimakkuus ja paalukoko. Melun etenemiseen vaikuttaa alueen syvyys, veden suolaisuus ja lämpötila sekä näiden kerrostuneisuus. Lisäksi taajuus sekä merenpohjan ja merenpinnan olosuhteet vaikuttavat äänen heijastumiseen ja absorboitumiseen. Melun haitallisuuteen vaikuttavat melun voimakkuuden lisäksi altistusaika, äänienergian jakautuminen eri taajuuksille, melun laatu sekä lajin yksilöllinen herkkyys.

Räjähdyksestä syntyvän shokkiaallon voimakkuuteen voidaan vaikuttaa räjähdysnopeuteen. Jos porausreikien välistä etäisyyttä lyhennetään, voidaan käyttää pienempiä räjähdysmääriä. Myös käytettävällä räjähteellä on vaikutusta räjähdysnopeuteen. Louhinnan yhteydessä voidaan myös harkita ns. ”soft start” -menetelmää, jossa merinisäkkäät karkotetaan kauemmaksi louhinta-alueelta pienemmillä panoksilla ennen varsinaista louhintaa.

Paalutus- ja louhintamelua on mahdollista vähentää erilaisin menetelmin, jotka vähentävät ja hajauttavat äänen etenemistä vesipatsaassa. Kuplaverhot ovat yksi yleisimmistä käytössä olevista vähentämiskeinoista ja niiden vaimentava vaikutusalue ulottuu 80–800 Hz:n alueelle (kuva 25). Paalutusmelun suurimmat desibelit ovat taajuusalueen 100–300 Hz välissä (Elmer 2014), jossa sijaitsee myös suurimmalle osalle kaloista herkin kuuloalue. Kuplaverhojen vaikutusta saadaan lisättyä luomalla erikokoisia kuplia ja kasvattamalla ilmapirtta. Kuplaverhosta riippuen voidaan saada aikaan 5–18 dB:n vaimennus. Vaimennuksen tehokkuus riippuu myös virtauksista sekä veden syvyydestä. (Andersson ym. 2016)



Kuva 25 Esimerkki kuplaverhon käytöstä
[https://news.vattenfall.com/en/article/sandbank-begins-take-shape\](https://news.vattenfall.com/en/article/sandbank-begins-take-shape)

Kuplaverhojen lisäksi paalutusäänen vaimentajana voidaan käyttää kiinteitä, ilmalla täytettyjä äänenvaimentimia (HSD, Hydro Sound Dampers), joiden on myös havaittu vähentävän paalutusääntä 10–15 desibelillä. Vaimentimen etuna on se, ettei siihen tarvitse jatkuvasti puhalttaa ilmaa. Myös materiaalit voidaan suunnitella niin, että ääni vaimenee juuri tarvittavilta taajuuksilta (Elmer 2014).



Kuva 26 *HSD-vaimenninverkko muovikomponenteilla*
<https://news.vattenfall.com/en/article/sandbank-begins-take-shape>

Kuplaverhoja voidaan käyttää myös kalojen karkotuksessa ja kun halutaan estää kaloja menemästä tietyille alueille (esimerkiksi teollisuuslaitosten vedenottokanavaan). Kuplaverhot tuottavat ääntä matalalla taajuudella (200 Hz, 130 dB) (Zielinski ym 2014). Karppeien on havaittu reagoivan pääasiassa kuplaverhon tuottamaan ääneen ja veden liikkeeseen, eikä niinkään visuaaliseen esteeseen (Zielinski ym. 2014). Kuplaverhot toimivat kuitenkin parhaiten, kun niiden yhteydessä käytetään myös ääni- tai valokarkotinta (Noatch & Suski 2012). Tätä varten on kehitetty mm. Bioacoustic Fish fence –BAFF (Perry ym. 2012), joka yhdistää strobovaloja, ääntä ja kuplaverhon, ja jonka tarkoitus on estää lohenpoikasia menemästä mm. voimalan turbiineihin. BAFF:n on havaittu vähentävän lohenpoikasten menoa turbiineihin 22 %:sta 7 %:iin, mutta karkottimen teho laskee virtauksen voimistuessa. Äänikarkottimissa on havaittu, että monimuotoinen ja laajataajuuksinen ääni (esim. nauhoitettu moottorin ääni) karkottaa karppeja paljon tehokkaammin kuin kapeataajuuksiset voimakkaat äänet, joihin kalat tottuvat nopeasti (Vetter ym. 2014).

Kalojen karkotus niille vaarallisilta alueilta, oli kyseessä sitten mekaaninen tai akustinen vaara, toimii parhaiten alueilla, joissa kalojen liikkeitä pystytään ohjailemaan ja ennustamaan. Tämänlaisia paikkoja ovat esimerkiksi kapeat salmet tai joet ja satama-alueet. Avovedessä kalojen karkotus on haastavampaa ja näillä alueilla olisikin kiinnitettävä huomiota alueen erityispiirteisiin ja herkkien lajien ajalliseen jakautumiseen.

Arvioitaessa vedenalaisen äänen vaikutusta kaloihin ja muihin merieliöihin pelkkä äänelle altistumistaso tai äänenpainetaso ei ole yksinään hyvä mittari, vaan pitäisi ottaa huomioon myös äänen ajallinen jakautuminen. Esimerkkinä merituulivoimaloiden perustusten paalutuksissa voitaisiin suosia erilaisia poraustekniikoita, joissa ääni on jatkuvaa, jaksoittaista ja äkillisen paalunjuntaamisen sijaan (Neo ym. 2014, Krebs ym. 2016). Vesistötoiden ajoittamisella tärkeiden kutuaikojen ja mädin

kehittymisaikojen ulkopuolelle pystytään vähentämään vedenalaisen melun aiheuttamien haittojen riskiä huomattavasti (Hammar ym 2014). Vedenalaista ääntä aiheuttavat toiminnot tulisi ohjata sekä ajallisesti että maantieteellisesti pois biologisesti tärkeimmiltä alueilta (Weilgart 2007).

Myös merinisäkkäitä voidaan karkottaa lähettämällä karkottimella häiritsevää ääntä suurella äänenpainetasolla. Pidemmällä, noin kilometrin etäisyydellä, hylkeet eivät välttämättä poistu vaan muuttavat käytöstään ja viettävät enemmän aikaa pinnan läheisyydessä (Gordon ym. 2015).

7.3 Vaikutukset hankkeelle

7.3.1 Luvitus

Vesirakentamisen aiheuttamaa vedenalaista melua ei ole huomioitu tähän mennessä vesilupapäätösten lupamääräyksissä kuin korkeintaan melko yleisellä tasolla. Vedenalaista melua ja sen vaikutuksia on kuitenkin tutkittu viime vuosina enenevässä määrin. Itämeren melua on selvitetty muun muassa BIAS-hankkeessa. BIAS-hankkeessa tehty työ vastaa EU:n meristrategiadirektiivin tavoitteeseen selvittää ihmisen tuottaman vedenalaisen melun taso. Direktiivin tavoitteena on saavuttaa merten hyvä tila EU:n alueella vuoteen 2020 mennessä. Lisäksi vedenalainen melu tulee rajoittaa tasolle, joka ei vahingoita meriekosysteemiä.

Vedenalainen melu tullaan huomioimaan vesilupapäätösten määräyksissä todennäköisesti nykyistä tarkemmin, kun tieto vedenalaisen melun vaikutuksista lisääntyy. Lupamääräyksissä voi tulevaisuudessa olla määräyksiä esimerkiksi vedenalaisen melun tarkkailusta, melupäästöjen rajoittamisesta ja työaikarajoituksista. Myös vesilupahakemukseen voidaan edellyttää nykyistä tarkempia arvioita vedenalaisen melun voimakkuudesta, leviämisestä ja vaikutuksista. Selvitysten ja määräysten tasoon tulee todennäköisesti vaikuttamaan hankkeen koko, työn kesto, toimenpiteet sekä vaikutusalueen laajuus ja vaikutuskohteen herkkyys (esim. Natura-alue tai suojeltu laji).

7.3.2 Aikataulu

Vedenalaiseen meluun liittyvät viranomaisvaatimukset ja -määräykset voivat viivästyttää hankkeen luvitusprosessia erityisesti sellaisissa hankkeissa, joiden luvitusprosessi on kesken siirtymävaiheessa, kun vaatimuksia ja määräyksiä aletaan tiukentamaan. Lupaviranomainen voi lupaproessin aikana edellyttää lisäselvityksiä vedenalaisesta melusta ja sen vaikutuksista sekä lieventämistoimista. Lisäselvitysten laatiminen voi olla aikaa vievää tai niiden toteuttaminen tulee tehdä tiettyyn vuodenaikaan. Myös annetuissa lupamääräyksissä voidaan velvoittaa tekemään lisäselvityksiä vedenalaiseen meluun liittyen ja tarkkailemaan melua. Luvitusprosessi ja työn aloittaminen voivat näin viivästyä useilla kuukausilla jopa ilman työaikarajoituksia.

Aikarajoituksilla pyritään tyypillisesti suojelemaan vesiluontoa tai eliöstöä niiden elinkierron kannalta kriittisissä vaiheissa. Elinkierron kannalta kriittisiksi vaiheiksi voidaan katsoa esimerkiksi kalojen kutuvaelluksen ja kudun ajankohta sekä pienpoikasvaihe, vesikasvillisuuden kasvukausi tai lintujen pesimäaika. Edellä mainitut herkäät vaiheet huomioidaan jo nykyisin vesilupien lupamääräyksissä, jos rakentamisen vaikutukselle altista vesiluontoa tai eliöstöä on hankkeen vaikutusalueella. Siten vedenalaisen melun näkökulmasta asetetut aikarajoitukset eivät todennäköisesti muuta merkittävästi rakentamisen kokonaisaikataulua.

Hankkeen kokonaisaikataulua voi viivästyttää myös vedenalaisen melun lieventämistoimenpiteiden toteuttaminen. Esimerkiksi louhinnan paineiskua voidaan pienentää pienemmillä räjäytysainemäärillä eli pienemmillä louhintakentillä tai louhintakohteen ympäröintiä kuplaverholla. Nämä lieventämistoimenpiteet hidastavat ja hankaloittavat kuitenkin louhintatyön toteuttamista.

7.3.3 Kustannukset ja toteutettavuus

Vedenalaiseen meluun liittyvistä mahdollisista tulevista viranomaisten vaatimuksista ja lupamääräyksistä voi aiheutua hankkeelle sekä välittömiä että välillisiä kustannuksia. Välittömiä kustannuksia voi aiheutua melutarkkailuista, melumallinnuksista tai muista arvioinneista ja selvityksistä (esim. luontoselvitykset) sekä lieventämistoimenpiteiden toteuttamisesta. Välillisiä kustannuksia aiheutuu aikatauluviiveistä. Lisäksi on hyvä huomioida, että hankkeen maksettavaksi tulevien korvausten (lähinnä kaupalliset kalastajat) korvausvyöhykkeeseen saattaa kohdistua laajennuspaineita.

Lieventämistoimenpiteiden kustannukset arvioiminen onkin sitten jo huomattavasti hankalampaa ja suuresti riippuvainen toteutettavan hankkeen kokoluokasta. Esimerkiksi pienen louhintakentän ympäröinti kuplaverholla on kustannuksiltaan huomattavasti vähäisempi kuin suuren louhintakentän toteuttaminen pienemmillä panostuksilla ja louhintakentillä. Hankkeen kokoluokasta riippumatta lieventämistoimien osuus hankkeen kokonaiskustannuksista saattaa nousta korkeaksi.

Luvitusprosessin ja työn kokonaisaikataulun viivästymisestä aiheutuvia kustannuksia on mahdotonta arvioida tässä vaiheessa, sillä aikataulu- ja kustannusvaikutusten syntymiseen vaikuttaa niin moni asia. Kustannusvaikutukset riippuvat muun muassa siitä, minkälaisia muutoksia lupakäytäntöihin on tulossa ja miten hankkeiden ja vaikutusalueiden ominaispiirteet otetaan huomioon määräyksiä ja velvoitteita asetettaessa. Voidaan kuitenkin arvioida, että aikatauluviivästymiset voivat aiheuttaa merkittäviä kustannuksia hankkeelle.

On mahdollista, että vedenalaiseen meluun liittyvät velvoitteet ja määräykset tulevat kasvattamaan kokonaiskustannuksia niin paljon, että erityisesti pieni vesirakentamishanke jää toteuttamatta, koska se ei ole enää kannattava. Riski kustannusten liialliseen kasvuun on myös erityisesti hankkeilla, joissa lupaprosessi on kesken, eikä voimaantuleviin velvoitteisiin ja määräyksiin ole pystytty varautumaan budjettia laadittaessa. Olisikin tärkeää, että tällaisten hankkeiden osalta otettaisiin käyttöön siirtymäaika, jolloin mahdolliset tulevat viranomaisvaatimukset eivät olisi vielä täysimääräisinä voimassa. Toisaalta voitaisiin ajatella, että hankkeisiin käytettäisiin tapauskohtaista harkintaa selkeiden melurajojen sijaan, erityisesti hankkeissa, jotka eivät sijoitu herkkien luontokohteiden läheisyyteen. Tämä mahdollistaisi hankkeen suuruusluokan huomioimisen luvituksen ja seurannan vaatimuksia asetettaessa.

8 Johtopäätökset ja suositukset

Ihmisperäinen vedenalainen ääni voi haitata kaloja ja merinisäkkäitä aiheuttaen niille stressiä ja muutoksia käyttäytymisessä. Voimakas vedenalainen ääni voi myös vaurioittaa ja jopa tappaa kaloja.

Ympäristöön kulkeutuvan äänen voimakkuutta voidaan pyrkiä vähentämään esimerkiksi ilmaverhoilla tai muilla ääntä vaimentavilla rakenteilla tai käyttämällä hiljaisempia tekniikoita esimerkiksi paalutuksessa. Myös kalojen ja merinisäkkäiden karkotus alueelta karkottimilla tai melun vaihteittaisella kasvattamisella voi tulla kyseeseen riippuen työskentelytavasta. Kalanpoikasia ja mätiiä ei pystytä karkottamaan työskentelyn ajaksi, joten tämä tulisi ottaa huomioon erityisesti räjäytysten ajankohdassa. Kaloilla havaitaan muutoksia käyttäytymisessä jo vähäisenkin äänenpaineen kasvun seurauksena. Tästä syystä olisi biologisesti ja kalataloudellisesti tärkeillä alueilla tehtävät voimakasta häiriötä aiheuttavat vesistötyöt hyvä ajoittaa kutuaikojen ulkopuolelle. Koska kalojen kutu ajoittuu eri vuodenaikoihin, tulisi kalojen lisääntymisen kannalta herkin/herkimmät ajankohdat määrittää tapauskohtaisesti.

Vedenalainen ääni vaikuttaa eri kalalajeihin eri tavalla. Toiset kalalajit, jotka esimerkiksi aistivat pelkästään hiukkasliikettä eivät häiriinny voimakkaastakaan äänentuotosta, kun taas toisten kalalajien on havaittu reagoivan vaimeisiin ääniin. Luonnon monimuotoisuuden vuoksi onkin tärkeää arvioida aina alueen erityispiirteet vaikutusarvion yhteydessä. Alueilla, joissa esiintyy erityisen herkkiä tai uhanalaisia kaloja, tulisi soveltaa tiukempia ajallisia ja paikallisia rajoituksia äänentuoton suhteen.

Vesirakentamisen yhteydessä tehtävillä melumittauksilla on tärkeää saada kartoitettua eri melutapahtumien leviämisaalueet. Altistusalueet ja vaikutuksen merkittävyys riippuvat arvioitavasta eläimestä, melutapahtuman luonteesta ja voimakkuudesta, käytettävissä olevista vähentämiskeinoista sekä ympäristön akustisista ominaisuuksista. Tämän takia melumittauksista saadun tutkimustiedon myötä voitaisiin jo aikaisessa vaiheessa arvioida, vaatiiko hankkeen luvitus yksityiskohtaista mallintamista tai seurantaa. Vedenalaisen melun huomioiminen voisi tapahtua hankkeen aiheuttaman melun suuruuden ja ympäristön herkkyyden mukaisesti esimerkiksi kolmella eri tasolla:

1. Arvioidaan vedenalainen melu yleisellä tasolla, esimerkiksi kirjallisuuteen ja toteutettuihin melumittauksiin perustuen, jolloin myös vaikutukset arvioidaan yleisellä tasolla
2. Mallinnetaan vedenalaisen melun taso ja vaikutusalue sekä toteutetaan vaikutusten arviointi mallinnusaineistoon pohjautuen
3. Toteutetaan mallinnus ja vaikutusten arviointi tason 2 mukaisesti sekä todennetaan vedenalaisen melun taso (mahdollisesti myös sen aiheuttama vaikutus) herkkien kohteiden osalta myös töiden aikaisella tarkkailulla

Seuraavia jatkotutkimuksia ja selvityksiä suositellaan tehtäväksi:

1. Lieventämistoimenpiteiden toimivuus ja tehokkuus
2. Urakoitsijoiden näkemykset mahdollisten rajoitteiden vaikutuksista, lieventämistoimista ja niiden kustannuksista
3. Paalutuksen aiheuttama melu Suomen olosuhteissa

Lähteet

- Akamatsu, T., Dietz, R., Miller, L. A., Naito, Y., Siebert, U., Teilmann, J., Tougaard, J., Wang, D. ja Wang, K. (2007). Comparison of echolocation behavior between coastal oceanic and riverine porpoises. *Deep-Sea Research Part II* 54: 290-297
- Amorim, M.C.P. 2006. Diversity of Sound Production in Fish. *Kirjassa Communication in Fishes*, toim. Ladich, F., Collin, S.P., Moller, P., & Kapoor B.G. (Sci. Publ., Enfield, 2006), s. 71–104.
- Amoser, S. & Ladich, F. 2003. Diversity in noise-induced temporary hearing loss in otophysine fishes. *The Journal of the Acoustical Society of America* 113(4):2170-2179.
- Andersson, M. H. (2011). Offshore wind farms-ecological effects of noise and habitat alteration on fish. Väitöskirja. Department of Zoology, Stockholm University. 47 s.
- Andersson, M., Andersson, S., Ahlsén, J., Andersson, B., Hammar, J., Persson, L.K.G., . . Wikström, A. (2016). A framework for regulating underwater noise during pile driving. Stockholm, Sweden: Swedish Environmental Agency.
- Asselin, S., Hammill, M.O., Barrette, C. 1993. Underwater vocalization of ice breeding seals. *Canadian Journal of Zoology*, 71: 2211-2219.
- Bolle, L. J., de Jong, C. A. F., Blom, E., Wessels, P. W., van Damme C. J. G., Winter, H. V. 2014. Effect of pile-driving sound on the survival of fish larvae. *IMARES report C182/14*
- Bruintjes, R., Purser, J., Everley, K. A., Mangan, S., Simpson, S. D., Radford, A. N. 2016. Rapid recovery following short-term acoustic disturbance in two fish species. *Royal Society Open Science* 3:150686. <http://dx.doi.org/10.1098/rsos.150686>
- Casper, B.M., Smith, M.E., Halvorsen, M.B., Sun, H., Carlson, T.J. & Popper, A.N. 2013. Effects of exposure to pile driving sounds on fish inner ear tissues. *Comparative biochemistry and physiology, Part A* 166: 352–360.
- Davidson, J., Bebak, J., Mazik, P., 2009. The effects of aquaculture production noise on the growth, condition factor, feed conversion, and survival of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Aquaculture* 288: 337-343
- Debusschere, E., Hostens, K., Adriaens, D., Ampe, B., Botteldooren, D., De Boeck, G., De Muynck, A., Sinha, A. K., Vandendriessche, S., Van Hoorebeke, L., Vincx, M. & Degraer, S. 2016. Acoustic stress responses in juvenile sea bass *Dicentrarchus labrax* induced by offshore pile driving. *Environmental Pollution* 208: 747-757.
- Debusschere, E., De Coensel, B., Bajek, A., Botteldooren, D., Hostens, K., Vanaverbeke, J., Vandendriessche, S., Van Ginderdeuren, K., Vincx, M. & Degraer, S. 2014. In situ mortality experiments with juvenile sea bass (*Dicentrarchus labrax*) in relation to impulsive sound levels caused by pile driving of windmill foundations. *PloS one*, 9(10), e109280.

De Robertis, A. & Handegard, N. O. 2013. Fish avoidance of research vessels and the efficacy of noise-reduced vessels: a review. – *ICES Journal of Marine Science*, 70: 34–45.

Elmer, K., H. & Savery, J. 2014. New Hydro Sound Dampers to reduce piling underwater noise. In *INTER-NOISE and NOISE-CON Congress and Conference Proceedings* (Vol. 249, No. 2, pp. 5551-5560). Institute of Noise Control Engineering.

Faulkner, S., G., Welz, M., Tonn, W. M. & Schmitt, D., R. 2008 Effects of simulated blasting on mortality of rainbow trout eggs. *Transactions of the American Fisheries Society* 137:1-12

Fay, R.R. (1998). Auditory stream segregation in goldfish (*Carassius auratus*). *Hearing research*, 120(1), 69-76.

Fewtrell, J.L. & McCauley, R.D. 2012. Impact of air gun noise on the behaviour of marine fish and squid. *Marine Pollution Bulletin* 64: 984–993

Halvorsen, M.B., Casper, B.M., Woodley, C.M., Carlson, T.J., Popper, A.N. 2012a. Threshold for onset of injury in Chinook salmon from exposure to impulsive pile driving sounds. *PLoS ONE* 7(6):e38968. doi: 10.1371/journal.pone.0038968

Halvorsen, M. B., Casper, B. C., Matthews, F., Carlson, T. J., and Popper, A. N. 2012b. Effects of exposure to pile driving sounds on the lake sturgeon, Nile tilapia, and hogchoker. *Proceedings of the Royal Society B*. 279: 4705–4714

Halvorsen, M.B., Casper, B.M., Woodley, C.M., Carlson, T.J., and Popper, A.N. 2011. Predicting and mitigating hydroacoustic impacts on fish from pile installations. *NCHRP Research Results Digest* 363, Project 25-28, National Cooperative Highway Research Program, Transportation Research Board, National Academy of Sciences, Washington, D.C. <http://www.trb.org/Publications/Blurbs/166159.aspx>.

Hawkins, A. 2014. Responses of free-living coastal pelagic fish to impulsive sounds. *Proceedings of the 2nd International Conference on Environmental Interactions of Marine Renewable Energy Technologies* 28 April–02 May 2014, Stornoway, Isle of Lewis, Outer Hebrides, Scotland. EIMR2014-348.

Hermannsen, L., Beedholm, K., Tougaard, J., Madsen, P.T. 2014. High frequency components of ship noise in shallow water with a discussion of implications for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). *J. Acoust. Soc. Am.* 136(4):1640-1653.

Hernandez, K. M., Risch, D., Cholewiak, D. M., Dean, M. J., Hatch, L. T., Hoffman, W. S., Rice, A. N., Zemeckis, D. and Van Parijs, S. M. 2013. Acoustic monitoring of Atlantic Cod (*Gadus morhua*) in Massachusetts Bay: implications for management and conservation. *ICES Journal of Marine Science*

Higgs, D.M. & Radford C.A. 2013. The contribution of lateral line to ‘hearing’ in fish. *The Journal of Experimental Biology* 216: 1484-1490

Hildebrand, J.A. 2009. Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Marine Ecology Progress Series* 395: 5-20

Holt MM, Noren DP, Veirs V, Emmons CK, Veirs S (2008) Speaking up: Killer whales (*Orcinus orca*) increase their call amplitude in response to vessel noise. *Acoustical Society of America* 125(1): 27-32

Finfer, D. C., Leighton, T. G., & White, P. R. 2008. Issues relating to the use of a 61.5 dB conversion factor when comparing airborne and underwater anthropogenic noise levels. *Applied Acoustics*, 69(5): 464-471.

Jauhiainen, T., Vuorinen, H. S. & Heinonen-Guzejev, M. 2007. Ympäristömelun vaikutukset. Suomen ympäristö 3/2007. Ympäristöministeriö. 77 s.

Jensen, J., O., T. 2003. New mechanical shock sensitivity units in support of criteria for protection of salmonid eggs from blasting or seismic disturbance. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 2452*. Department of fisheries and oceans. Pacific Biological Station

Kastelein, R. A., Janssen, M., Verboom, W. C., Haan, D. de 2005. Receiving beam patterns in the horizontal plane of a harbour porpoise (*Phocoena phocoena*). *Journal of the Acoustical Society of America* 118(2): 1172-1179.

Kalmijn, A. J. 1988. Hydrodynamic and acoustic field detection. Kirjassa: "Sensory biology of aquatic animals" (s. 83-130). Springer New York.

Krebs, J., Jacobs, F., & Popper, A. N. (2016). Avoidance of pile-driving noise by Hudson River sturgeon during construction of the New NY Bridge at Tappan Zee. Teoksessa: "The Effects of Noise on Aquatic Life II" toim. Popper, A. N., Hawkins, A. Springer New York.cc. s. 555-563

Kenyon, T.N., Ladich, F. & Yan, H.Y. 1998. A comparative study of hearing ability in fishes: the auditory brainstem response approach. *Journal of Comparative Physiology A* 182: 307-318

Mann, D. A., Lu, Z., & Popper, A. N. 1997. A clupeid fish can detect ultrasound. *Nature* 389(6649): 341-341.

Linnenschmidt M, Teilmann J, Akamatsu T, Dietz R, Miller LA. (2013). Biosonar, dive, and foraging activity of satellite tracked harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). *Marine Mammal Science* 29: E77-97

Mann, D.A., Cott, P.A, Hanna, B.W. & Popper, A.N 2007. Hearing in eight species of northern Canadian freshwater fishes. *Journal of Fish Biology* 70: 109-120

McDonald, M.A., Hildebrand, J.A., Wiggins, S.M. 2006. Increases in deep ocean ambient noise in the Northeast Pacific west of San Nicolas Island, California. *Acoustical Society of America* 120(2): 711-718

Montgomery, J. C., Jeffs, A., Simpson, S. D., Meekan, M., & Tindle, C. 2006. Sound as an orientation cue for the pelagic larvae of reef fishes and decapod crustaceans. *Advances in marine biology* 51:143-196.

Mueller-Blenkle, C., McGregor, P.K., Gill, A.B., Andersson, M.H., Metcalfe, J., Bendall, V., Sigray, P., Wood, D.T. & Thomsen, F. 2010. Effects of Pile-driving Noise on the Behaviour of Marine Fish. COWRIE Ref: Fish 06–08, Technical Report 31st March 2010.

Neo, Y. Y., Seitz, J., Kastelein, R. A., Winter, H. V., ten Cate, C. & Slabbekoorn, H. 2014. Temporal structure of sound affects behavioural recovery from noise impact in European seabass. *Biological Conservation* 178: 65–73.

Møhl, B. (1967). Seal Ears. *Science* 157, 99.

Noatch, M. R. & Suski, C. D. 2012. Non-physical barriers to deter fish movements. *Environmental Reviews*, 20(1): 71–82.

Pajala, J., Klauson, A., Laanearu, J., Peltonen, H. & Mustonen, M. 2016 Underwater soundscape. Teoksessa "The Gulf of Finland Assessment". Toim. Raateoja, M. & Setälä, S., Reports of the finnish environment institute 27/2016 s. 292–304

Popper, A. N., Hawkins, A. D., Fay, R. R., Mann, D. A., Bartol, S., Carlson, T. J., Coombs, S., Ellison, W. T., Gentry, R. L., Halvorsen, M. B., Løkkeborg, S., Rogers, P. H., Southall, B. L., Zeddies, D. G. & Tavalga, W. N. 2014. ASA S3/SC1. 4 TR-2014 Sound Exposure Guidelines for Fishes and Sea Turtles: A Technical Report prepared by ANSI-Accredited Standards Committee S3/SC1 and registered with ANSI. Springer International Publishing. 74 s.

Popper, A. N., & Fay, R. R. 2011. Rethinking sound detection by fishes. *Hearing research*, 273(1): 25–36.

Popper, A. N., & Hastings, M. C. 2009. The effects of anthropogenic sources of sound on fishes. *Journal of fish biology*, 75(3): 455–489.

Popper, A. N., Smith, M. E., Cott, P. A., Hanna, B. W., MacGillivray, A. O., Austin, M. E. & Mann, D. A. 2005. Effects of exposure to seismic airgun use on hearing of three fish species. *Journal of the Acoustical Society of America* 117: 3958–3971.

Popper, A. N., Lu, Z. 2000. Structure-function relationships in fish otolith organs. *Fisheries Research* 46:15–25

Rolland RM, Parks SE, Hunt KE, Castellote M, Corkeron PJ, Nowacek DP, Wasser SK (2012) Evidence that ship noise increases stress in right whales. *Proceedings of The Royal Society B*. 2012, doi: 10.1098/rspb.2011.2429

Sairanen E., 2014. Baltic Sea underwater soundscape: Weather and ship induces sounds and the effect of shipping on harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) activity, Pro gradu –työ, University of Helsinki

Schulz-Mirbach T, Metscher B, Ladich F 2012. Relationship between Swim Bladder Morphology and Hearing Abilities—A Case Study on Asian and African Cichlids. *PLoS ONE* 7(8): e42292. doi:10.1371/journal.pone.0042292

Sebastianutto, L., Picciulin, M., Costantini, M., & Ferrero, E. A. (2011). How boat noise affects an ecologically crucial behaviour: the case of territoriality in *Gobius cruentatus* (Gobiidae). *Environmental biology of fishes*, 92(2), 207–215.

Simpson, S.D., Purser, J. & Radford, A.N. 2015. Anthropogenic noise compromises antipredator behaviour in European eels. *Global Change Biology* 21(2):586-93.

Skjellerup m.fl. 2015. Marine mammals and underwater noise in relation to pile driving – Working Group 2014. Report to the Danish Energy Authority. TECHNICAL REPORT JANUARY 2015, Rev. 2 21.01.2015, 20.

http://www.ens.dk/sites/ens.dk/files/supply/renewable-energy/wind-power/offshore-wind-power/underwater_noise.pdf

Slabbekoorn, H., Bouton, N., van Opzeeland, I., Coers, A., ten Cate, C., & Popper, A. N. 2010. A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish. *Trends in Ecology & Evolution* 25(7): 419-427.

Smith, M. E. (2012). Predicting hearing loss in fishes. Kirjassa: "The effects of noise on aquatic life" (s. 259-262). Springer New York.

Smith, M. E., & Monroe, J. D. (2016). Causes and Consequences of Sensory Hair Cell Damage and Recovery in Fishes. Kirjassa: "Fish Hearing and Bioacoustics" (s. 393-417). Springer International Publishing.

Smith, M.E., Coffin, A.B., Miller, D.L., Popper, A.N. 2006. Anatomical and functional recovery of the goldfish (*Carassius auratus*) ear following noise exposure. *Journal of Experimental Biology* 209:4193–4202

Sveegaard, S., Galatius, A. & Tougaard, J. 2017. Marine mammals in Finnish, Russian and Estonian waters in relation to the Nord Stream 2 project. Expert Assessment. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 80 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 238 <http://dce2.au.dk/pub/SR238.pdf>

Thomsen F., Gill A., Kosecka M., Andersson M., Andre M., Degraer S., Folegot T., Gabriel J., Judd A., Neumann T., Norro A., Risch D., Sigray P., Wood D., Wilson B. 2015. MaRVEN – Environmental Impacts of Noise, Vibrations and Electromagnetic Emissions from Marine Renewable Energy. Final study report. RTD-KI-NA-27-738-EN-N. European Commission.

Wenz, G. M., 1962. Acoustic Ambient Noise in the Ocean: Spectra and Sources, *The Journal of the Acoustical Society of America* vol. 34, no. 12, San Diego

Weilgart, L.S. 2007. The impacts of anthropogenic ocean noise on cetaceans and implications for management. *Canadian Journal of Zoology* 85: 1091-1116

Wright, D.G., Hopky, G.E. 1998. Guidelines for the use of explosives in or near Canadian fisheries waters. *Can Tech Rep Fis Aquat Sci* 2107: iv + s. 34

Vermeij MJA, Marhaver KL, Huijbers CM, Nagelkerken I, Simpson SD (2010) Coral Larvae Move toward Reef Sounds. *PLoS ONE* 5(5): e10660. doi:10.1371/journal.pone.0010660

Wisniewska, D. M., Johnson, M., Teilmann, T., Rojana-Doñate, L., Shearer, J., Sveegaard, S., Miller, L. A., Siebert, U., Madsen, P. T. (2016) Ultra-high foraging rates of harbour porpoises make them vulnerable to anthropogenic disturbance. *Current Biology*.

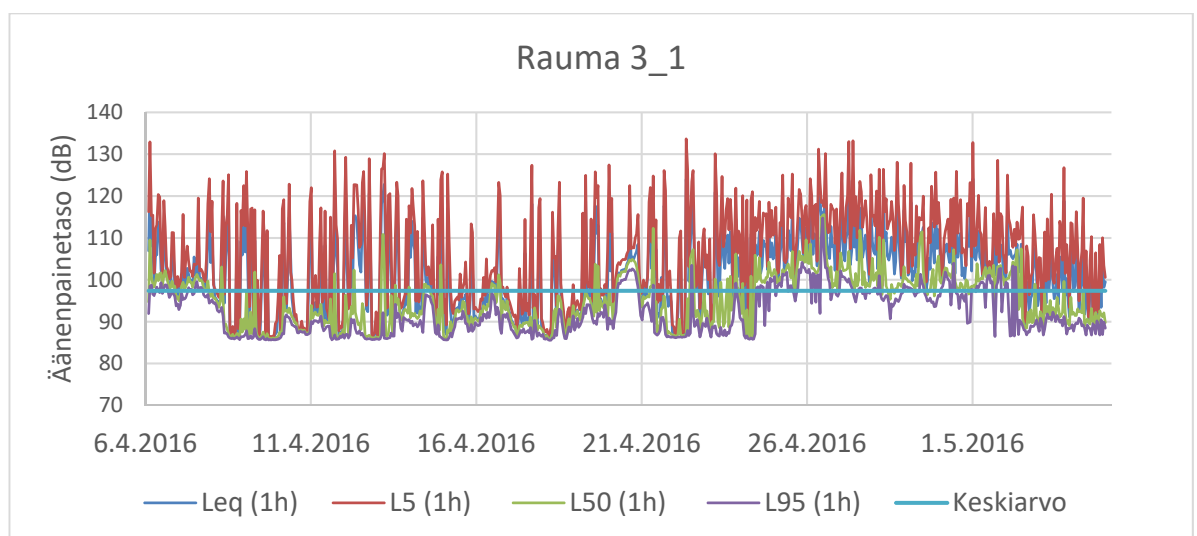
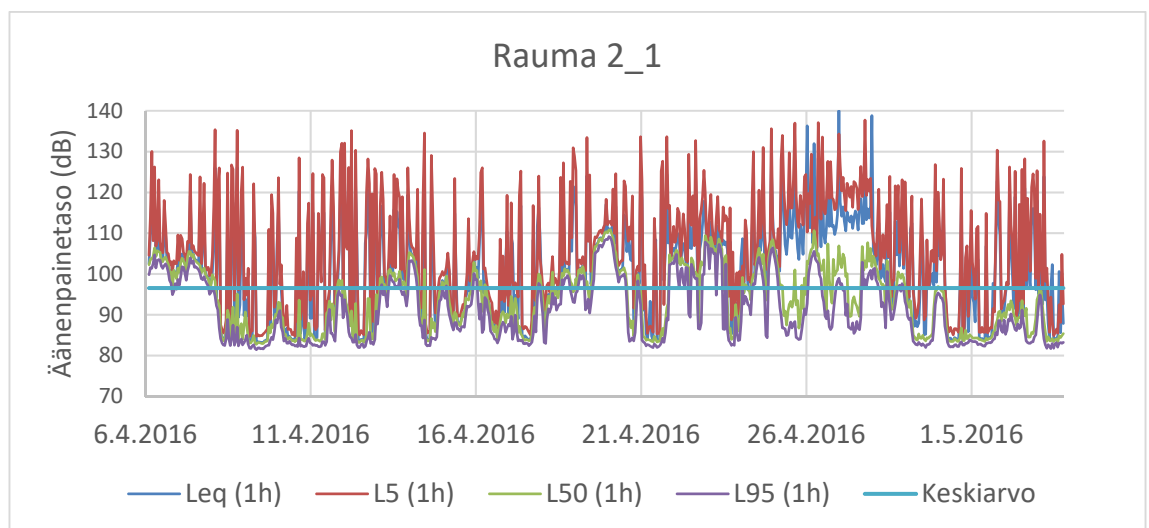
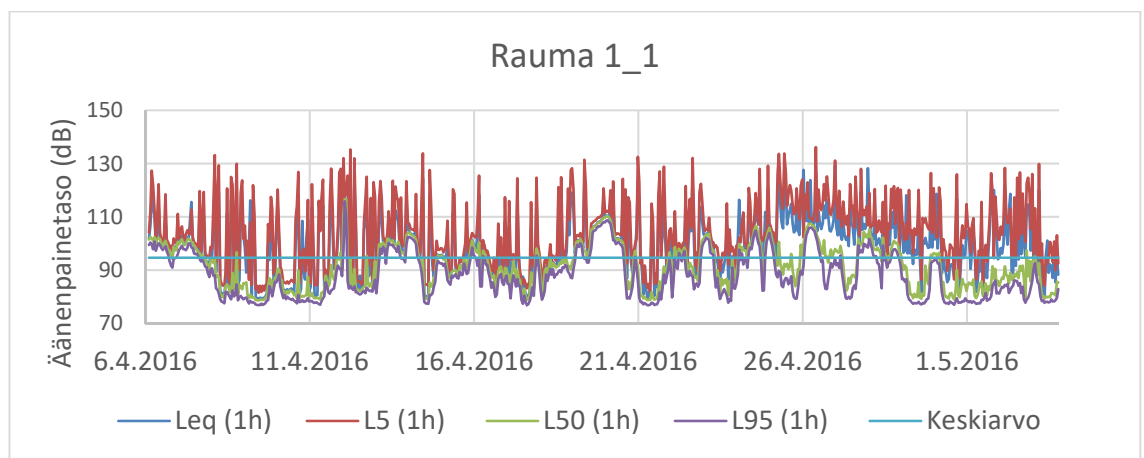
Würsig, B., Greene, C. R. Jr., Jefferson, T. A. 2000. Development of an air bubble curtain to reduce underwater noise of percussive piling. *Marine Environmental Research* 49:79-93.

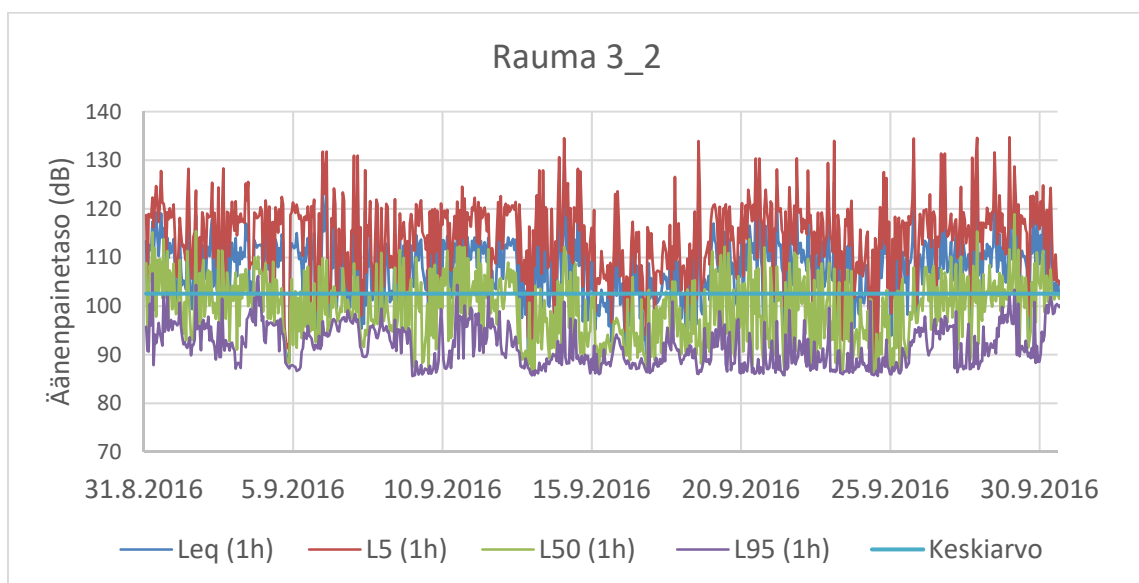
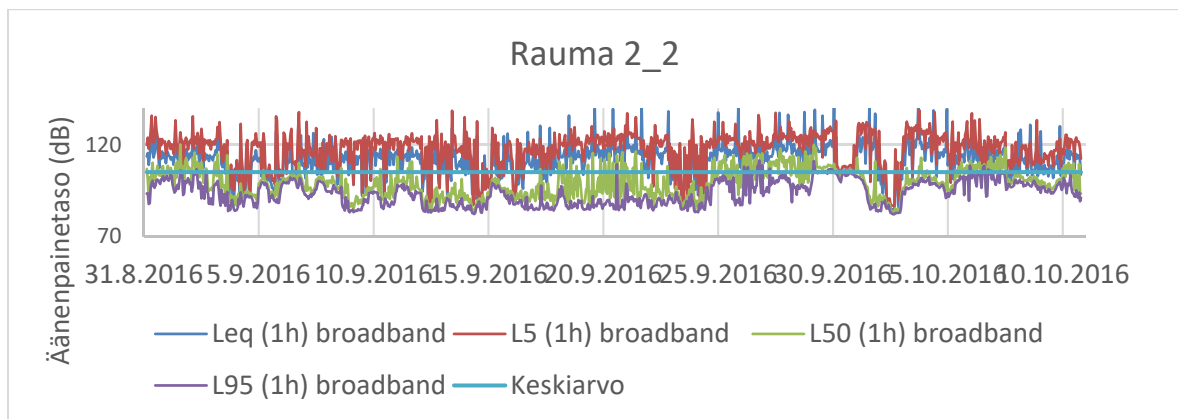
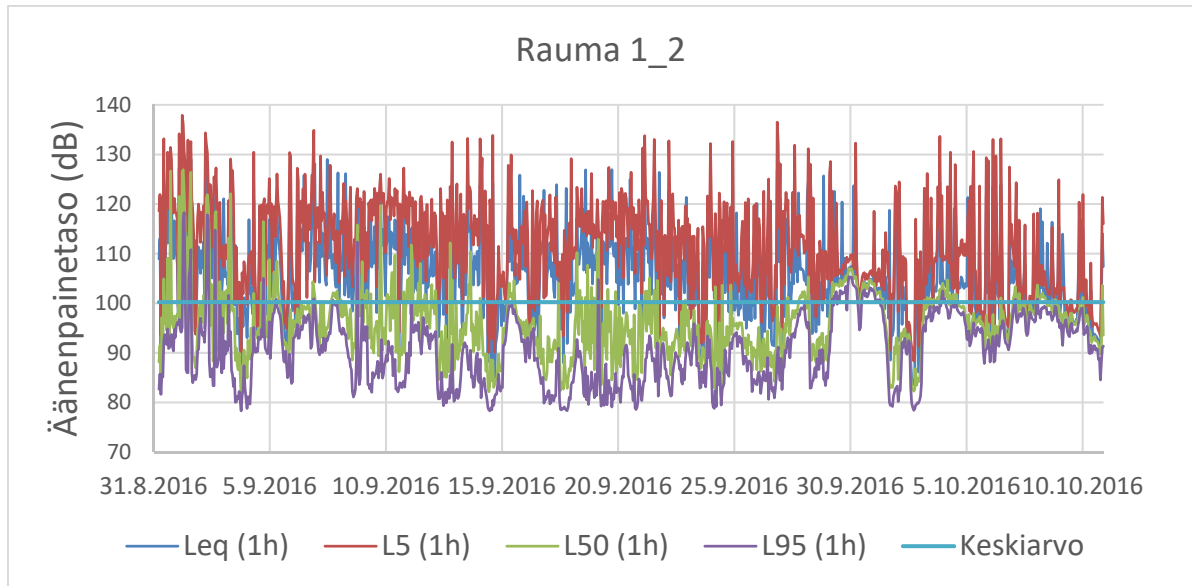
Wysocki, L. E., & Ladich, F. 2005. Hearing in fishes under noise conditions. *Journal of the Association for Research in Otolaryngology* 6(1): 28-36.

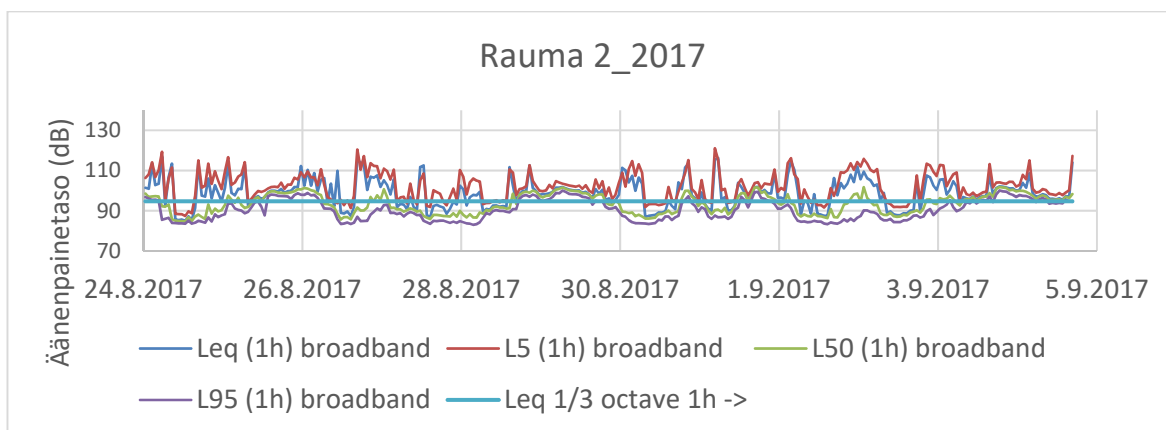
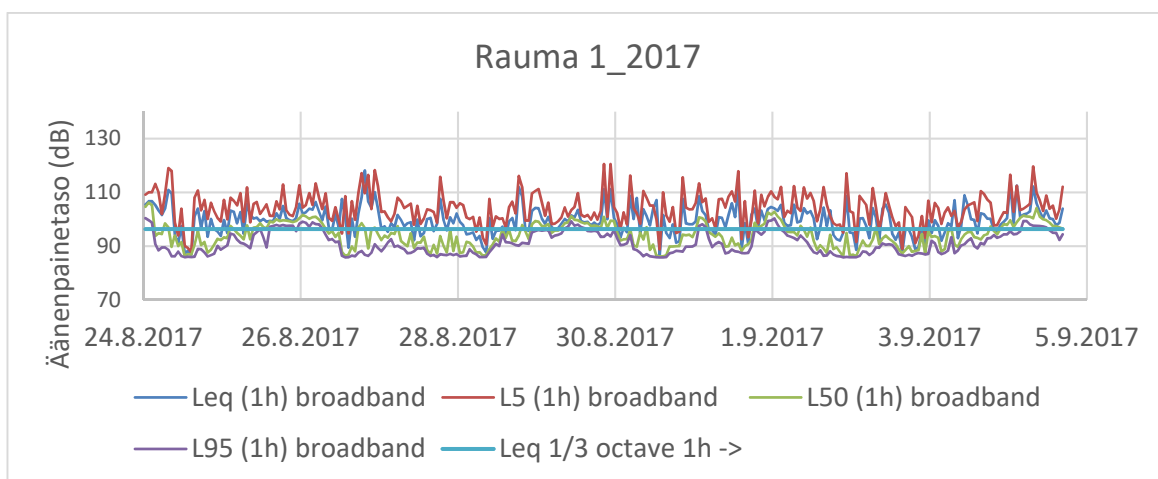
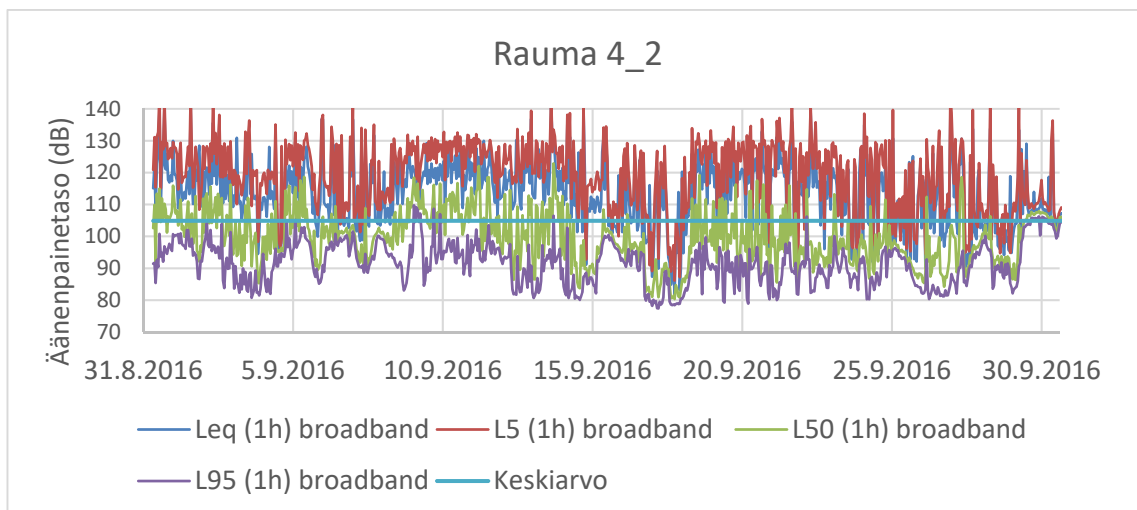
Taulukot 1 ja 2, Popper 2014

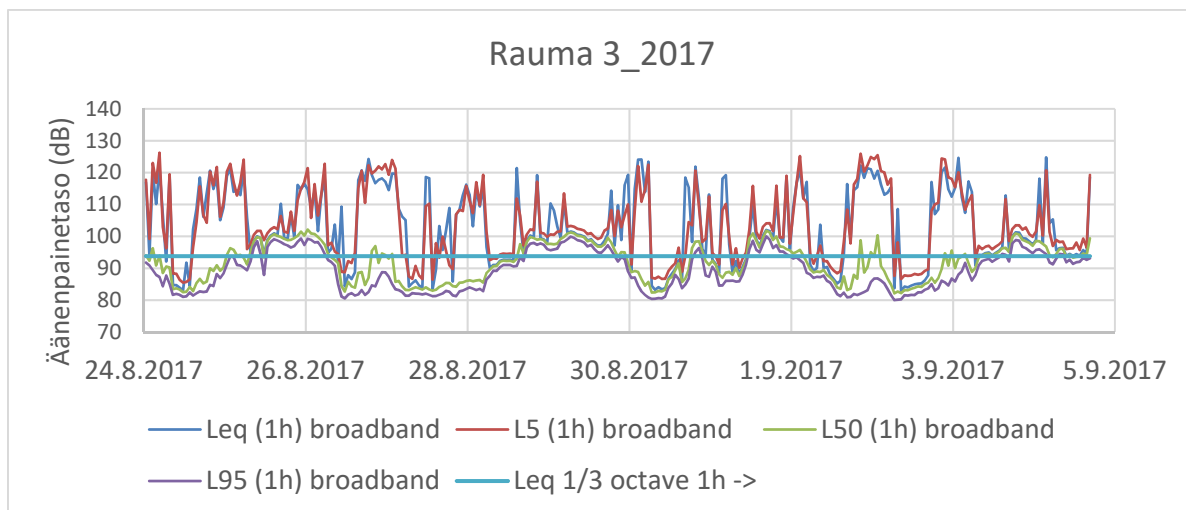
- 1 Halvorsen ym. 2011, 2012a ja 2012b.
- 2 Andersson, M.H., Andersson, S., Ahlsén, J., Andersson, B.L., Hammar, J., Persson, L.K.G., Pihl, J., Sigra, P., Wikström, A. 2016. A framework for regulating underwater noise during pile driving. A technical Vindval report, ISBN 978-91-620-6775-5, Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, Sweden.
- 3 National Marine Fisheries Service. 2016. Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing: Underwater Acoustic Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts. U.S. Dept. of Commer., NOAA. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-55, 178 p.
- 4 Smith, M.E., Coffin, A.B., Miller, D.L., Popper, A.N. 2006. Anatomical and functional recovery of the goldfish (*Carassius auratus*) ear following noise exposure. *Journal of Experimental Biology* 209:4193–4202
- 4 Amoser, S. & Ladich, F. 2003. Diversity in noise-induced temporary hearing loss in otophysine fishes. *The Journal of the Acoustical Society of America* 113(4):2170-2179.
- 5 HELCOM Assessing the Impact of Underwater Clearance of Unexploded Ordnance on Harbour Porpoises in the Southern North Sea, Sveegaard, Teilmann and Tougaard, Marine mammals in the Baltic Sea in relation to NSP2 – Environmental Impact Assessment, DCE/Institute for Bioscience, 2016).

Mittausdata (aikasarjat)









ISSN-L 1798-6656
ISSN 1798-6664
ISBN 978-952-317-533-4
www.liikennevirasto.fi

Liik
enne
vira
sto